



Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen

IMPRESSUM

HERAUSGEBER: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz
und Umwelt (TMLNU)
- Presse/Öffentlichkeitsarbeit -
Beethovenstraße 3
99096 Erfurt
Tel.: 0361 37 99 922
Telefax: 0361 37 99 950
<http://www.thueringen.de/tmlnu>
poststelle@tmlnu.thueringen.de

INHALTLICHE BEARBEITUNG: PROF. DR.-ING. MATTHIAS BARJENBRUCH, DIPL.-ING. EVA EXNER



Technische Universität Berlin

Fakultät VI Planen Bauen Umwelt
Institut für Bauingenieurwesen
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft
Gustav-Meyer-Allee 25
13355 Berlin
Tel.: 030 314 72247
Fax: 030 314 72248
info@siwawi.tu-berlin.de

TITELBILD: Kläranlage Heiligenstadt
Christian Kaufmann, Thüringer Landesanstalt
für Umwelt und Geologie

SATZ UND DRUCK: Thüringer Druckhaus Gast & Frisch
Sophienstraße 55
99817 Eisenach

Juli 2009

EINLEITUNG

Phosphor, im Allgemeinen als Nährstoff bekannt, begünstigt besonders das Pflanzenwachstum, deshalb wirkt er im Gewässer eutrophierend – das Algenwachstum wird gesteigert, dessen Auswirkungen vielschichtig sein können. Im Extremfall kommt es zur Sauerstoffarmut im Gewässer mit tödlichen Folgen für Fische und andere Wasserorganismen.

Gemäß dem Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) zeigen die Ergebnisse aus der Gewässerüberwachung im Rahmen der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie für die Thüringer Gewässer vielfach eine Überschreitung der Zielwerte für die Phosphorkonzentrationen. Neben diffusen Einträgen und auch Mischwasserentlastungen sind vor allem Kläranlagenabläufe für die hohen Phosphor-Konzentrationen in den Oberflächengewässern verantwortlich. Somit besteht ein Handlungsbedarf zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen in die Gewässer. Insbesondere kommunale Kläranlagen, die als Punktquellen immerhin bundesweit noch ca. 25 % der P-Einträge beisteuern, können durch optimierten Betrieb, gezielte und/oder weitergehende P-Elimination zur Reduzierung der P-Gehalte im Gewässer beitragen.

Daher wurde im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) von der Technischen Universität Berlin ein Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen ausgearbeitet.

Dieser Leitfaden zur P-Elimination auf kommunalen Kläranlagen wurde auf Basis des Standes der Technik erstellt, wobei zusätzlich neueste Erkenntnisse der Wissenschaft eingearbeitet wurden. Für das Betriebspersonal werden zum besseren Verständnis Beispiele aus der Praxis aufgeführt und Hinweise zum Handeln bei Betriebsstörungen gegeben. Im Hinblick eines optimierten Betriebes werden Methoden des Kennzahlenvergleichs (k_p -Werte) dargestellt. Mit speziell angefertigten Excel-Arbeitshilfen sollen für die P-Elimination notwendige Berechnungen erleichtert werden.

Inhaltsverzeichnis

1.	Aufbau des Leitfadens	1
2.	Veranlassung	3
3.	Anwendung des Leitfadens	4
4.	Ziele und Gründe der P-Elimination	5
4.1.	Bedeutung des Phosphors	5
4.1.1.	Herkunft und Verwendung von Phosphaten	5
4.1.2.	Bedeutung und Schadwirkung von Phosphor im Gewässer	6
4.1.3.	Quellen der Gewässerbelastung mit Phosphor	7
4.1.4.	Formen des Phosphors im Rohabwasser	10
4.2.	Gesetzliche Vorgaben zur P-Elimination	11
4.2.1.	Anforderungen an die Abwasserbehandlung	11
4.2.2.	Weitergehende Anforderungen	11
4.2.3.	Regelungen zum Phosphatgehalt in Wasch- und Reinigungsmitteln	12
4.3.	Stand der P-Elimination in Deutschland/Thüringen	13
4.3.1.	Zustand der Gewässer in Deutschland	13
4.3.2.	P-Elimination in Deutschland	16
4.3.3.	Zustand der Gewässer in Thüringen	18
4.3.4.	P-Elimination in Thüringen	19
5.	Grundlagen der P-Elimination	24
6.	Chemische P-Elimination	25
6.1.	Grundlagen der chemischen P-Elimination	25
6.1.1.	Beschreibung der Vorgänge bei der chemisch-physikalischen Phosphatentfernung	26
6.1.2.	Chemische Reaktionen	27
6.2.	Fällmittel	29
6.2.1.	Übersicht der Fällmittel	29
6.2.2.	Qualität der Fällmittel	32
6.2.3.	Auswahl des Fällmittels	34
6.2.4.	Sicherheitsvorschriften beim Umgang mit Fällmitteln	34
6.3.	Chemische und physikalische Einflussfaktoren auf die Fällung	36
6.3.1.	pH-Wert	36
6.3.2.	Weitere chemische Einflussgrößen	37
6.3.3.	Physikalische Einflussgrößen	37
6.4.	Lagerung- und Dosiertechnik	38
6.4.1.	Allgemeines	38

6.4.2.	Abfüllplatz	39
6.4.3.	Vorratsbehälter	39
6.4.4.	Dosiereinrichtungen	40
6.4.5.	Lagerung und Dosierung der unterschiedlichen Fällmittel	42
6.4.6.	Messung der Fällmittelkonzentration	48
6.5.	Dosierstellen	49
6.6.	Verfahren der chemischen P-Elimination	52
6.6.1.	Vorfällung	53
6.6.2.	Simultanfällung	54
6.6.3.	Nachfällung	57
6.6.4.	Flockungsfiltration	58
6.6.5.	Kombinationsfällung	60
6.6.6.	Charakterisierung und Bewertung der unterschiedlichen Verfahren zur Fällung	60
6.7.	Verfahren der Flockenabtrennung	62
6.7.1.	Sedimentation	63
6.7.2.	Schräglklärer/Plattenabscheider	65
6.7.3.	Flotation	66
6.8.	Ermittlung des Fällmittelbedarfs	68
6.8.1.	Absolute Fällmittelmenge	69
6.8.2.	Volumenstrom der Dosierung	74
6.9.	Einfluss der chemischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung sowie auf die Umwelt	75
6.9.1.	Einfluss der Fällung auf die biologischen Prozesse	75
6.9.2.	Einfluss der Fällung auf den Schlamm	78
6.9.3.	Einfluss der Fällung auf die Umwelt	83
7.	Biologische P-Elimination (Bio-P)	85
7.1.	Grundlagen der biologischen P-Elimination	85
7.1.1.	Günstige Voraussetzungen für die biologische P-Elimination	87
7.1.2.	Unterstützende Maßnahmen zur biologischen P-Elimination	91
7.2.	Verfahren der erhöhten biologischen P-Elimination	94
7.2.1.	Hauptstromverfahren	95
7.2.2.	Nebenstromverfahren	97
7.2.3.	Auswahl patentrechtlich geschützter Verfahren	98
7.3.	Bemessung der biologischen P-Elimination	100
7.3.1.	Ansätze stationärer Bemessungsmodelle	101
7.3.2.	Dynamische Simulationsmodelle	107
7.4.	Biologischen P-Elimination in Kombination mit chemischer P-Elimination	108
7.5.	Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung sowie auf die Umwelt	109

7.5.1.	Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung	109
7.5.2.	Einfluss der biologischen P-Elimination auf den Schlamm	111
7.5.3.	Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Umwelt	112
8.	Messmethoden/Mess- und Regelkonzepte	113
8.1.	Messmethoden zur Bestimmung von Phosphor	113
8.1.1.	Grundlage der Messverfahren	113
8.1.2.	Betriebsmethode	114
8.1.3.	Online-Messtechnik	114
8.2.	Mess- und Regelkonzepte	116
8.2.1.	Messgröße	116
8.2.2.	Messorte und Dosierstellen	118
8.2.3.	Steuerungs- und Regelungskonzepte für die Phosphatelimination	120
8.2.4.	Wirtschaftlichkeit der Mess- und Regeltechnik	129
9.	Betriebsstörungen	131
9.1.	Probenahme und Analytik	133
9.1.1.	Probenahme	133
9.1.2.	Probenvorbehandlung und Analytik	134
9.1.3.	Analytik von Abwasserproben mittels Online-Messgeräten	134
9.1.4.	Steuer- und Regeltechnik	135
9.1.5.	Die Streuung von Messwerten/Qualitätssicherung	135
9.2.	Ermittlung der Störungsursache	136
9.2.1.	Erhöhte P_{ges} -Werte beim Belebungsverfahren (chemische P-Elimination)	136
9.2.2.	Erhöhte P_{ges} -Werte bei Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern	143
9.2.3.	Erhöhte P_{ges} -Werte bei Filtrationseinrichtungen	143
9.2.4.	Stark erhöhte P_{ges} -Werte im Zu- und Ablauf der Anlage	143
9.2.5.	Erhöhte P_{ges} -Werte beim Belebungsverfahren (Bio-P)	144
10.	Optimierung des Fällmitteleinsatzes	150
10.1.	Definition der Kennzahl K_p	151
10.2.	Vergleich der Kennzahlen	151
10.2.1.	Einfluss der Verfahren und der Ablaufkonzentration	152
10.2.2.	Betriebliche Einflüsse auf den Fällmittelverbrauch	154
10.2.3.	Anwendung des K_p -Wertes in der Praxis	157
11.	P-Elimination bei naturnahen Systemen	158
11.1.	Bewachsene Bodenfilter	158
11.1.1.	Reinigungsleistung	159
11.2.	Abwasserteiche	160

12.	Weitere Verfahren der P-Elimination	163
12.1.	Membrantechnologie	163
12.1.1.	Membranbelebung	165
12.1.2.	Nachgeschaltete Membranfiltration	166
12.2.	Elektro-Phosphatfällner	167
13.	Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der P-Elimination	168
13.1.	Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen	169
13.1.1.	Kostenermittlung	169
13.1.2.	Kostengegenüberstellung	172
13.2.	Ergebnisse vergleichender Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen	172
13.2.1.	Beispiel 1: Theoretischer Kostenvergleich zwischen vermehrter biologischer P-Elimination und chemischer P-Elimination	172
13.2.2.	Beispiel 2: Wirtschaftlichkeitsberechnungen für zwei bestehende Anlagen	174
13.2.3.	Beispiel 3: Bilanzielle Betrachtung verschiedener Verfahren zur P-Elimination	175
13.2.4.	Literaturzusammenstellung der Kosten für die unterschiedlichen Verfahren der P-Elimination	177
13.3.	Kostenbetrachtung für weitergehende Maßnahmen zur P-Elimination in Thüringen	178
14.	Phosphorrückgewinnung	180
14.1.	Einsatzstellen der Phosphorrückgewinnung	181
14.1.1.	Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser (Nachfällung)	182
14.1.2.	Phosphorrückgewinnung aus den Schlammwässern (PRISA-Verfahren)	182
14.1.3.	Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche (RüPA-Verfahren)	182
14.2.	Produktqualität und anforderungen an Sekundärphosphate	183
14.3.	Wirtschaftlichkeit der Phosphorrückgewinnung	183
15.	Zusammenfassung	184
16.	Literaturverzeichnis	188
I.	Zusammenstellung der gültigen Regelwerke	197
II.	Verzeichnis der Abbildungen	199
III.	Verzeichnis der Tabellen	203
IV.	Verzeichnis der Abkürzungen	206
V.	Anlagen	211
V.I.	Anlage 1: Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung von Gewässern zu Kapitel 4.3.1	211
V.II.	Anlage 2: Gewässertypen zu Kapitel 4.3.3	212

V.III.	Anlage 3: Auswertung Fragebogen (2008) zu Kapitel 4.3.4	213
V.IV.	Anlage 4: Beispiel für ein Produktdatenblatt zu Kapitel 6.2.2	214
V.V.	Anlage 5: Beispiel für ein Fällmittel-Sicherheitsdatenblatt zu Kapitel 6.2.4	215
V.VI.	Anlage 6: Fällmittel und ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften zu Kapitel 6.4.1	220
V.VII.	Anlage 7: Beispiele für Lagerung- und Dosiertechnik zu Kapitel 6.4.1	221
V.VIII.	Anlage 8: Beispiele für Dosierstellen zu Kapitel 6.5	224
V.IX.	Anlage 9: Berechnungsbeispiel zu Kapitel 6.8	226
V.X.	Anlage 10: CSB-Substrataufteilung nach SCHEER zu Kapitel 7.3.1.6	231
V.XI.	Anlage 11: Matrixform eines dynamischen Simulationmodells zu Kapitel 7.3.2	232
V.XII.	Anlage 12: Berechnungsbeispiel und Vergleichsmöglichkeit für den K_p -Wert zu Kapitel 10.2.3	234
V.XIII.	Anlage 12: Kostenbetrachtung zu Kapitel 13.3	235

1. Aufbau des Leitfadens

Der Aufbau des Leitfadens ist wie folgt gegliedert:

- In Kapitel [2](#) wird dem Leser die Veranlassung zur Erstellung des Leitfadens vermittelt. Inhalt sind die Anforderungen, die das Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) an den Leitfaden gestellt hat.
- Kapitel [3](#) dient der praktischen Anwendung des Leitfadens, Anleitungen zur Handhabung werden hier gegeben.
- Kapitel [4](#) erläutert Fragen der Herkunft von Phosphor und mögliche Schadwirkungen auf die Gewässer. Zudem wird eine Übersicht über die momentane Situation in Deutschland und insbesondere in Thüringen gegeben, gesetzliche Vorgaben, Zustand der Gewässer und Stand der P-Elimination werden veranschaulicht.
- Nach einführenden Grundlagen der P-Elimination in Kapitel [5](#) werden anschließend in Kapitel [6](#) das Verfahren der chemischen P-Elimination und in Kapitel [7](#) das Verfahren der biologischen P-Elimination näher beschrieben. Es werden sowohl theoretische Hintergründe, als auch praktische Hinweise zur Betriebsweise vermittelt. Mögliche Einflüsse auf sonstige Prozesse der Abwasserreinigung und auf die Umwelt befinden sich jeweils am Ende der entsprechenden Abschnitte.
- In Kapitel [8](#) werden Messmethoden und unterschiedliche Mess- und Regelkonzepte vorgestellt und in Kapitel [9](#) praktische Hinweise zum Umgang mit Betriebsstörungen gegeben. Fehlerquellen bei Probenahme und Analytik, wie auch konkrete Vorschläge zum Vorgehen bei erhöhten P-Ablaufwerten sind unter anderem Inhalt dieses Abschnittes.
- Zur Optimierung des Betriebes wird in Kapitel [10](#) der Kennzahlenvergleich vorgestellt. Neben der Anleitung zur Berechnung der eigenen Kennzahl und Angaben zur Vorgehensweise in der Praxis, wird zusätzlich der direkte Vergleich mit Auswertungen von einer repräsentativen Anzahl an Kläranlagen angeboten. Durch den Vergleich können Rückschlüsse auf das Optimierungspotential hinsichtlich des Fällmittelbedarfs geschlossen werden.
- In Kapitel [11](#) werden Möglichkeiten der P-Elimination bei naturnahen Systemen erläutert.
- Kapitel [12](#) gibt eine kurze Übersicht über weitere Verfahren der P-Elimination, welche jedoch bisher in der Abwasserreinigung kaum Anwendung finden bzw. noch nicht ausreichend erprobt sind.
- Ein nicht unwesentlicher Aspekt ist die Wirtschaftlichkeit der P-Elimination. Kapitel [13](#) behandelt zum einen die Frage, welche Kosten einer erhöhten P-Elimination gegenüber stehen und zum anderen, wie man Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen zum Vergleich der unterschiedlichen Verfahren durchführen kann, es folgen beispielhafte Ergebnisse aus der Literatur. Abschließend werden Überlegungen getroffen, welche Kosten entstehen könnten, wenn in Thüringen weitergehende Maßnahmen hinsichtlich der P-Elimination getroffen würden.

- Angesichts der aktuellen Brisanz werden in Kapitel [14](#) Möglichkeiten der Phosphorrückgewinnung erläutert. Aufgrund der begrenzten und zunehmend abnehmenden Phosphorreserven, wird die Notwendigkeit der Phosphorrückgewinnung immer größer und soll daher in diesem Leitfaden nicht unerwähnt bleiben.
- Abschließend werden in Kapitel [15](#) die wesentlichen Ergebnisse des Leitfadens zusammengefasst.



2. Veranlassung

Im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU) sollte ein Leitfaden zur Verminderung des Phosphoreintrags aus Kläranlagen erstellt werden. Der Leitfaden soll als Entscheidungshilfe für die Auswahl möglicher Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorfracht auf Kläranlagen dienen, wie z.B. die Errichtung einer Fällung oder Optimierung der Betriebsführung.

Seitens des Auftraggebers wurden folgende Anforderungen an den Inhalt des Leitfadens gestellt:

- Der Leitfaden soll eine Zusammenstellung der vorhandenen technischen Regelwerke zum Thema Phosphorreduzierung enthalten.
- Mögliche Verfahren zur Phosphorreduzierung (z.B. Fällung, biologische Phosphor-Elimination, etc.) auf technischen und naturnahen Kläranlagen sollen dargestellt werden. Dabei ist zu den einzelnen Verfahren eine Abschätzung der erforderlichen Investitionen, der Betriebskosten und der erzielbaren Phosphor-Verminderung anzugeben.
- Für das technische Betriebspersonal auf den Kläranlagen soll der Leitfaden als leicht verständliche Arbeitshilfe differenziert nach den Verfahren zur Phosphor-Elimination, nach Anlagentyp und Ausbaugröße Hinweise zur ordnungsgemäßen Betriebsführung für die Reduzierung der Phosphorfracht und zur Vorgehensweise bei Störungen geben, wobei Fehlerquellen und Gegenmaßnahmen gegenüberzustellen sind.



3. Anwendung des Leitfadens

Der Leitfaden soll sowohl Planern als auch Betreibern von Kläranlagen eine Hilfe bei Überlegungen zur Optimierung der P-Elimination bieten. Er enthält Abschnitte, die in der Praxis Anwendung finden, aber auch Abschnitte, die theoretische Hintergründe vermitteln.

Bewusst werden Theorie und Praxis nicht getrennt, um jedem die Möglichkeit zu geben, sich weitestgehend, auch mit dem jeweils anderen Blickwinkel, informieren zu können.

Die vorrangig computerunterstützte Nutzung des Leitfadens als pdf-Datei erlaubt es aber auch, gezielt auf Kapitel zuzugreifen, wobei die **Gliederung im Inhaltsverzeichnis als Steuerungselement** dient. Durch einen Mausklick auf das entsprechende Kapitel im Inhaltsverzeichnis wird die Auswahl getroffen.

Umgekehrt gibt es am Ende eines jeden Kapitels die Möglichkeit, durch einen Mausklick auf folgendes Symbol zurück zur entsprechenden Stelle im Inhaltsverzeichnis zu gelangen:



Aber auch innerhalb der Kapitel befinden sich Querverweise zu anderen Kapiteln, zu Beispielrechnungen, Abbildungen und Tabellen, zu Anlagen im Anhang oder zu Excel-Tabellen, welche eigene Berechnungen erleichtern sollen. Zu erkennen sind diese Querverweise an Unterstrich und blauer Farbe in folgender Form:

Beispiel

Gelangt man über einen solchen Querverweis z.B. zu einer Beispielrechnung im Anhang, gibt es von dort die Möglichkeit zu dem ursprünglichen Kapitel zurückzugelangen, indem man dem entsprechenden Querverweis in der Überschrift folgt.

In dem Kapitel, das Betriebsstörungen behandelt, gibt es unter den Abschnitten **Erhöhte P_{ges} -Werte beim Belebungsverfahren** sowohl für die chemische P-Elimination (Kapitel [9.2.1](#)) als auch für die biologische P-Elimination (Kapitel [9.2.5](#)) die Möglichkeit, anhand eines Flussdiagramms ausgehend vom Symptom einer Störung, gezielte Ursachenforschung zu betreiben. In mehreren Vertiefungsebenen sind mögliche Ursachen und gezielte Gegenmaßnahmen aufgeführt. Auch hier gelangt man aus der graphischen Darstellung in Form eines Flussdiagramms mittels Mausklick zu den entsprechenden, die Ursachen beschreibenden Kapiteln und von dort wieder zurück zum Diagramm.



4. Ziele und Gründe der P-Elimination

4.1. Bedeutung des Phosphors

Phosphor ist ein chemisches Element mit dem Symbol P und der Ordnungszahl 15 und wiegt 31 g/mol.

- Phosphor kommt eine Schlüsselrolle in vielen biochemischen und physiologischen Prozessen zu. Hervorzuheben wären hier die Aufgaben von Adenosin-Tri-Phosphat als Energie-träger oder die herausragende Stellung von Phosphat als Bauelement von RNA- oder DNA-Strukturen zur Übermittlung von genetischer Information. Phosphor ist somit in den meisten Nahrungsmitteln enthalten und gelangt u.a. über menschliche Ausscheidungen ins Abwasser.

Phosphor ist neben Stickstoff das wichtigste Nährstoffelement des Ökosystems und nicht substituierbar. So ist Phosphor häufig ein limitierender Faktor im Pflanzenwachstum.



4.1.1. Herkunft und Verwendung von Phosphaten

Phosphor als das 12. häufigste Element der Erdkruste liegt in 187 mineralischen Verbindungen vor. Das Vorkommen von Phosphaten ist überwiegend an Phosphaterz-Lagerstätten gebunden. Weitere Phosphatquellen sind (vgl. Metzner, 2006):

- Phosphatablagerung in den Meeren
- Ablagerung in Vogelkot (Guano, ca. 10 % P_2O_5)
- Eisenhüttenschlacken
- Wirtschaftsdünger
- Komposte
- Klärschlämme

In Westeuropa finden Phosphat-Produkte in folgenden drei Hauptgruppen Verwendung (Metzner, 2006):

- 79 % zur Herstellung von Düngemitteln
- 11 % in der Tierfuttermittelproduktion
- 7 % in der Wasch- und Reinigungsmittelproduktion
- 3 % sonstige gewerblich-industrielle Anwendungsbereiche.



4.1.2. Bedeutung und Schadwirkung von Phosphor im Gewässer

Phosphate bewirken im Gewässer eine Eutrophierung, die vor allem den Sauerstoffhaushalt und damit die gesamte Gewässerqualität schon ab dem unteren Mikrogrammbereich negativ beeinflusst. In stehenden Gewässern beginnt das Eutrophierungspotential schon ab 5 bis 10 µg/l. In den meisten Gewässern bestimmt der Phosphorgehalt das Maß des Algenwachstums (Metzner, 2006).

Die Schlüsselrolle des Phosphors wird besonders deutlich, wenn man sich vergegenwärtigt, dass 1 g Phosphat-Phosphor die Entwicklung von mindestens 100 g Phytoplankton ermöglicht. Für den aeroben Abbau dieser Biomasse werden wiederum 150 g Sauerstoff benötigt (Mudrack, K. und Kunst, S., 1988).

Phosphor wird neben den Elementen Stickstoff, Schwefel, Kalium etc. als Nährelement für die Primärproduktion von organischem Material im Gewässer benötigt. Außer diesen Makronährelementen müssen geringe Mengen von so genannten Spurenelementen für das optimale Wachstum vorhanden sein. Nach Liebig ist derjenige Nährstoff, von dem relativ am wenigsten verfügbar ist, der Minimumfaktor ($P/N = 1/7$). Da sich durch anthropogene Einflüsse das P/N-Verhältnis in den deutschen Flüssen bereits auf 1:15 bis 1:10 verschoben hat, bewirkt jeder zusätzliche Eintrag von Phosphor ein erhöhtes Pflanzenwachstum.

Als negative Auswirkung des Phosphors können folgende Erscheinungen bei stehenden, stauregulierten, langsam fließenden Gewässern und in der Nord- und Ostsee genannt werden:

- Verkrautung und Veralgung
- Verschiebung des Artenspektrums zu schnell wachsenden Arten mit hohem Nährstoffbedarf
- verstärkte Trübung und kurzfristige Änderung der Wasserbeschaffenheit (pH-Wert; O₂-Gehalt)
- Einschränkung des Lebensraumes für Tiere und Pflanzen
- Sauerstoffverbrauch beim Abbau der vermehrten Biomasse
- evtl. Remobilisierung von Phosphaten und Schwermetallen im anaeroben Milieu
- Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit (durch Verkrautung), dadurch erhöhte Überschwemmungsgefahr bei großen Abflüssen
- Erhöhung des Unterhaltungsaufwandes (Gewässerpflege)
- Störung der Trinkwasseraufbereitung durch Entstehung algenbürtiger Problemstoffe
- Verringerung der ästhetischen Eigenschaften der Gewässer.

Deshalb ist es nicht nur aus gewässergütewirtschaftlicher Sicht notwendig, die Phosphoreinträge in Gewässer zu minimieren.



4.1.3. Quellen der Gewässerbelastung mit Phosphor

Der natürliche Eintrag in die Gewässer erfolgt über durch Erosion entstandene Schwebstoffe (hauptsächlich Apatit) und durch Niederschläge. Die Konzentration gelöster Phosphate beträgt in unbelasteten Gewässern nur wenige $\mu\text{g/l}$. In anthropogen beeinflussten Gewässern kommt es normalerweise zu einer gewaltigen Erhöhung der Phosphatbelastung.

Dabei unterscheidet man diffuse und punktuelle Quellen. Diffuse Quellen sind z.B. die Einträge aus landwirtschaftlichen und nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bei Nichtkulturland handelt es sich um Einträge aus den Überläufen von Mischabwasser- und Trennkanalisationen, Straßenabläufen und Abläufen aus Kleinkläranlagen bzw. nicht gereinigte Abwässer (Behrendt et al., 2002). Punktuelle Quellen sind Abläufe aus kommunalen und gewerblich-industriellen Kläranlagen.

Die Anwendung des GIS basierten MONERIS Modells liefert für die Jahre 1998 bis 2000 die in [Tabelle 4.1](#) dargestellten P-Einzeleinträge in die Gewässer in Deutschland (Behrendt et al., 2002):

Tabelle 4.1: Phosphoreinträge in Oberflächengewässer für Deutschland im Bilanzzeitraum 1998- 2000 (Behrendt et al., 2002)

P-Einträge	Phosphor [t/a]	Phosphor [%]
Kommunales Abwasser	8.167	24,6
Industrielles Abwasser	901	2,7
Punktförmige Einträge	9.068	27,3
Nichtkulturland (urbane Fläche)	3.309	10,0
Erosion	8.898	26,8
Oberflächenabfluss (Abschwemmung)	2.644	8,0
Drainagen	3.271	9,9
Grundwasser	5.712	17,2
Atm. Deposition	262	0,8
Diffuse Einträge	24.096	72,7

Damit betrug der Gesamt-P-Eintrag in die Gewässer in Deutschland in den Jahren 1998 bis 2000 33.164 t/a. In den Jahren 1983 bis 1987 lag der P-Eintrag in die Gewässer bei Anwendung dieses Modells noch bei über 93.000 t/a (Behrendt et al., 2002). Für 1975 wurde der P-Eintrag sogar noch auf 133.000 t P/a geschätzt (Metzner, 2001). Dies bedeutet eine Verminderung um über 60 % gegenüber dem Zeitraum 1983 bis 1987 resp. 75 % gegenüber 1975.

Der P-Eintrag aus punktuellen Quellen (kommunale und industrielle Kläranlagen) beträgt 27,3 %, der Anteil der kommunalen Kläranlagen liegt bei 24,6 %. Der Haupteintrag mit 72,7 % stammt aus diffusen Quellen. Dieser kann im Wesentlichen landwirtschaftlichen Aktivitäten zugerechnet werden. Demnach gelangen Phosphorverbindungen überwiegend durch Erosion in die Gewässer. Hier erscheinen Maßnahmen wie Queranbau, Aufforstung, Dauerbegrünung etc. zur Verringerung der Erosion geeignet, die P-Einträge zu minimieren. Die Phosphorverbindungen aus den punktförmigen Einträgen lassen sich jedoch gezielter beeinflussen, so dass dadurch zeitnahe Wirkungen erwartet werden können.



4.1.3.1. Punktförmige Phosphoreinträge

Bis Mitte der 80er Jahre wurden Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt, was zu einer wachsenden Verschlechterung der Gewässerqualität in den 70er und 80er Jahren führte. Zwei Maßnahmen führten dann innerhalb von 15 Jahren zu einer drastischen Reduzierung des Phosphateintrags in Gewässer:

- Die Beschränkung des Gehaltes von Phosphaten in Wasch- und Reinigungsmitteln durch den Gesetzgeber (vgl. PhöchstMengV, 1980) und im weiteren Verlauf die freiwillige völlige Substitution aus textilen Waschmitteln
- Der zunehmende Anschlussgrad an Kläranlagen und vor allem deren Ausstattung mit Fällungsstufen zur Phosphatelimination

Zwar konnte durch die sehr weitgehende Verminderung des Phosphatanteils in Wasch- und Reinigungsmitteln ein Rückgang des spezifischen Gesamtposphoranfalles von ca. 5 auf rd. 1,8 g P/(E·d) erreicht werden, die üblichen Konzentrationen im Zulauf kommunaler Kläranlagen liegen mit 5 - 20 mg/l (ATV-DVWK-A 202, 2002) jedoch in der Regel noch so hoch, dass eine weitergehende Elimination erforderlich ist. Im Einzelfall können aber auch niedrigere Konzentrationen auftreten, die entweder auf die Verdünnung des Abwassers mit Regen- und Fremdwasser oder auf einen höheren Anteil industrieller Einleitungen zurückzuführen sind. Letztere weisen meist nur geringe Phosphorkonzentrationen auf (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001.)

Der häusliche P-Anteil im kommunalen Rohabwasser setzt sich überwiegend aus menschlichen Ausscheidungen bzw. Abfällen sowie zum geringen Teil aus Wasch- und Reinigungsmitteln zusammen. Aus medizinischen Lehrbüchern geht hervor, dass der rein menschliche Anteil bei 1,5 bis 1,6 g P/(E · d) liegt und damit als unveränderlich gilt (Eastham, 1981). Beim Rest von 0,3 g/(E · d) ist davon auszugehen, dass er zum größten Teil aus den maschinellen Geschirrspülmitteln zugesetzten Phosphaten stammt, der gesetzlich nicht begrenzt ist und durch die breite Anwendung von Geschirrspülmaschinen beträchtlich ist. Weitere Quellen können der Wäscheschmutz, die Trinkwasserkonditionierung sowie Nahrungsmittelabfälle darstellen. (Metzner, 2006).

[Tabelle 4.2](#) zeigt die Entwicklung des P-Gehalts im Rohabwasser von 1975 bis 2005, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass es sich hierbei teilweise um Schätzwerte handelt. So kann der Anteil von Industrie und Gewerbe wegen fehlender Daten nur äußerst schwierig eingeschätzt werden (ATV-DVWK, 2003). Dieser wurde deshalb für alle Jahre mit $1,2 \text{ g P}/(\text{EWG} \cdot \text{d})$ als gleich angenommen. Weitere Probleme bereitet das nur schwer in Einklang zu bringende Datenmaterial aus unterschiedlichen Erhebungsjahren. [Tabelle 4.2](#) kann daher lediglich einen Trend darstellen, wenn nicht bei einzelnen Zahlen auf definierte Quellen verwiesen wird (vgl. Metzner, 2006).

Tabelle 4.2: Herkunft und Abschätzung der P-Fracht im häuslichen und kommunalen Abwasser (in $\text{g P}/(\text{E} \cdot \text{d})$ bzw. $\text{g P}/(\text{EGW} \cdot \text{d})$ oder $\text{g P}/(\text{EW} \cdot \text{d})$) (Metzner, 2006, verändert)

P Herkunft	1975	1985	1990	1993	1999	2005
Stoffwechselprodukte ¹⁾	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Textilwaschmittel	2,25 ²⁾	1 ²⁾	0,3 ²⁾	0 ⁵⁾	0 ⁵⁾	0 ⁵⁾
Haushaltsreinigungs-/Spülmittel	0,75 ²⁾	0,6 ²⁾	0,15 ²⁾	0,04 ⁶⁾	0,2 ⁷⁾	0,24 ⁷⁾
Andere P-Quellen ³⁾	0,4 ²⁾	0,4 ²⁾	0,3 ⁴⁾	0,2 ⁴⁾	0,1 ⁴⁾	0,05 ⁴⁾
Summe, bezogen auf E	5,0	3,6	2,35	1,84	1,9	1,9
Industrie-/Gewerbe-/Siedlungsfl. (als EGW)	1,2 ⁹⁾	1,2 ⁹⁾	1,2 ⁹⁾	1,2 ⁹⁾	1,2 ⁹⁾	1,2 ⁸⁾
Summe, bezogen auf EW	3,6	2,7	1,9	1,6	1,7	1,6
Durchschnittliche Konzentration (mg/l)¹⁰⁾	27,1	18,6	12,9	11,9	13,1	12,4

1) Eastham, R.D. (1981): Interpretation klinisch-chemischer Laborresultate. 2nd edition. Verlag Karger, Basel München

2) Gleisberg, D. in: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern (1991), p. 781. Herausgeber: Hamm, A. Academia Verlag, St. Augustin

3) Wäscheschmutz, Trinkwasserkonditionierung, Nahrungsmittelreste

4) Geschätzt

5) Nach Angaben des IKW: Textilwaschmittel phosphatfrei seit Beginn der 90er Jahre

6) Umweltbundesamt in: Working Document - Detergent Working Group Item 5: Phosphates in Detergents (1999): 1993: 1,020 t/a P

7) IKW Statistik: 1999: 5,970 t/a P; 2005: 7,000 t/a P

8) ATV-DVWK, 2003

9) Keine Daten, Ansatz entsprechend 2005

10) Bezogen auf den jeweiligen Wasserbedarf gem. BGW-Wasserstatistik (1975: 133 l/(EW * d), 1985: 145 l/(EW * d), 1990: 147 l/(EW * d), 1993: 134 l/(EW * d), 1999: 130 l/(EW * d), 2005: 129 l/(EW * d))



4.1.4. Formen des Phosphors im Rohabwasser

Die totale Konzentration an Phosphor im Wasser wird als Gesamtposphor (P_{ges}) bezeichnet. P_{ges} kann analytisch durch $0.45 \mu\text{m}$ Membranfiltration in den partikulären und den gelösten (inkl. kolloidalen) Anteil unterteilt werden. Partikulär kann der Phosphor Bestandteil der Feststoffmasse oder an die Oberfläche der Partikel adsorbiert sein. Gelöster Phosphor ist im Wasser in drei wesentlichen Fraktionen vorhanden:

- Organisch gebundener Phosphor, als Bestandteil organischer Verbindungen, wie Kohlenhydratphosphate, Nukleinsäuren, Phosphorlipide, aber auch industriell hergestellte Verbindungen, wie z.B. die schlecht abbaubaren, in Waschmitteln vorkommenden Phosphonate (Ersatzstoff für Polyphosphat),
- Polyphosphate mit ca. 2-7 P-Atomen, als Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln,
- Orthophosphat, H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} und PO_4^{3-} , größtenteils aus dem Urin stammend, bei neutralem pH hauptsächlich H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} .

Der größere Teil des Gesamtposphors liegt in anorganischer gelöster Form vor und besteht im Wesentlichen aus Orthophosphat und evtl. kondensierten Phosphaten. Daneben liegt ein geringer Teil des Phosphors organisch gelöst und nicht gelöst vor. Dazu gehören auch Phosphonate, schwer abbaubare organische P-Verbindungen, die in der Textilindustrie und im Bereich Wärme-/Krafterzeugung eingesetzt werden. Kondensierte Phosphate und organische Phosphorfraktionen werden bereits im Kanalnetz und während der Abwasserreinigungsprozesse weitgehend in Orthophosphat umgewandelt (vgl. Metzner, 2006). Und nur Orthophosphat kann durch Fällung und nachfolgender Separation aus dem Abwasser entfernt werden (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



4.2. Gesetzliche Vorgaben zur P-Elimination

4.2.1. Anforderungen an die Abwasserbehandlung

Die Entfernung von Phosphorverbindungen wird in Deutschland gesetzlich erst seit 1989 flächendeckend bei allen Kläranlagen ab einer bestimmten Größe gefordert – als Reaktion des Umweltministeriums auf eine große Algenblüte in der Nordsee sowie ein gleichzeitiges Robbensterben im Jahre 1988 (10-Punkte-Programm).

Maßgeblich für die Anforderungen an die Abwasserbehandlung in Deutschland sind die EG-Kommunalabwasserrichtlinie (EWG) 91/271 (ABl. EU Nr. L135 v. 30.05.1991, S. 40) und der Anhang 1 zur Abwasserverordnung (AbwV) (BGBl. I, Nr. 28 v. 22.06.2004, S. 1108) gemäß § 7 a (1) Wasserhaushaltsgesetz (WHG) (BGBl. I, Nr. 58 v. 18.11.1996, S. 1695).

Nach der Richtlinie (EWG) 91/271 und der Abwasserverordnung werden Anforderungen für die Einleitung von Phosphor für Kläranlagen ab einer Ausbaugröße von 10.000 E gestellt. Diese Anforderung bezieht sich auf einen Konzentrationswert:

- 2 mg/l bei 10.000 E (Größenklasse 4) und
- 1 mg/l ab 100.000 E (Größenklasse 5).

(Es kann aber auch nach Richtlinie (EWG) 91/271 ein frachtbezogener Wert sein, der sich dann auf Kläranlagen ab einer Ausbaugröße von 2.000 E bezieht (Metzner, 2006).)

Es wird unterschieden zwischen normalen und empfindlichen Gebieten. Nach dem Immissionsprinzip können in Deutschland regional und gewässerspezifisch auch niedrigere Werte gefordert werden (siehe Kapitel [4.2.2](#)).



4.2.2. Weitergehende Anforderungen

Abweichend von den Mindestanforderungen können von den zuständigen Behörden in der wasserrechtlichen Genehmigung einer Einleitung auch niedrigere Überwachungswerte als in den Mindestanforderungen genannt, festgelegt werden, wenn es aus Sicht des zu schützenden Gewässers erforderlich ist.

Z.B. hat Schleswig-Holstein zum Schutz der Nord- und Ostsee die Phosphorablaufwerte ($P_{ges} \leq 0,5 \text{ mg/l}$) für die 38 größten Kläranlagen begrenzt (Barjenbruch, 2007 b). In Einzugsgebieten des Bodensees werden sogar für Kläranlagen der Ausbaugröße 1.000 bis 40.000 E $1,0 \text{ mg/l } P_{ges}$ und für Kläranlagen ab über 40.000 E $0,3 \text{ mg/l } P_{ges}$ (im 24-h-Mittel) gefordert (siehe [Tabelle 4.3](#)) (vgl. IGKB, 2001). hnliche Einleitungsbestimmungen sind auch für Kläranlagen in Karstgebieten in der Diskussion (Schneider et al., 2005).

Tabelle 4.3: Anforderungen an die P-Ablaufwerte am Beispiel Baden Württemberg (Maier, 2007)

Ausbaugröße in EW	Anforderungswert C_P in mg/l ⁵⁾		
	AbwV Qual. Stichprobe	RokA 24-h-Mischprobe	Bodensee- Richtlinien 24-h-Mischprobe
< 600	–	–	–
600 – 999	–	1,5 mg/l ^{2),4)}	–
1.000 – 2.999	–	1,5 mg/l ²⁾	1,0 mg/l
3.000 – 9.999	–	1,0 mg/l ²⁾	1,0 mg/l
10.000 – 29.999	2,0 mg/l ^{1),3)}	1,0 mg/l ²⁾	1,0 mg/l ⁴⁾
30.000 – 39.999	2,0 mg/l ^{1),3)}	1,0 mg/l ^{2)/0,3 mg/l ⁴⁾}	(1,0 mg/l)
40.000 – 100.000	2,0 mg/l ^{1),3)}	1,0 mg/l ^{2)/0,3 mg/l ⁴⁾}	0,3 mg/l
> 100.000	1,0 mg/l ^{1),2),3)}	0,3 mg/l ⁴⁾	0,3 mg/l

1) Maßgebend für gemäß RokA (Reinhalteordnung kommunales Abwasser, Baden-Württemberg) nicht empfindliche Gebiete

2) Einzugsgebiet Obere Donau

3) Rheineinzugsgebiet

4) Bodensee-Einzugsgebiet

5) Die nach RokA und Bodensee-Richtlinien zusätzlich geltende prozentuale Frachtverminderung im Jahresmittel kann als gleichwertig zu dem ganzjährig geltenden Anforderungswert C_P angenommen werden und ist daher bei der Bemessung nicht gesondert zu berücksichtigen.



4.2.3. Regelungen zum Phosphatgehalt in Wasch- und Reinigungsmitteln

In der neuen EU-Detergenzien-Verordnung (EG) 648/2004, die am 01.10.2005 in Kraft getreten ist (ABl. EU Nr. L104 v. 31.03.2004, S. 1), wird im Gegensatz zum Wasch- und Reinigungsmittelgesetz der Bundesrepublik Deutschland (WRMG) (BGBl. I, v. 05.03.1987, S. 875) der Phosphatgehalt in Wasch- und Reinigungsmitteln nicht geregelt. Nachdem die Verordnung (EG) 648/2004 diesen Bereich bisher nicht regelt, konnte in Deutschland der Phosphatgehalt in Textilwaschmitteln wie bisher entsprechend der Phosphathöchstmengen-Verordnung (PHöchstMengV) (BGBl. I, v. 04.06.1980, S. 664) weiterhin begrenzt bleiben. Der Einsatz von Phosphaten im Reinigerbereich war bisher auch in Deutschland nicht eingeschränkt (vgl. Metzner, 2006). In maschinellen Geschirrspülmitteln, Großwäschereien und in der Krankenhauswäsche wird Phosphor weiterhin eingesetzt.



4.3. Stand der P-Elimination in Deutschland/Thüringen

4.3.1. Zustand der Gewässer in Deutschland

Am 22. Dezember 2000 trat die EG-Wasserrahmenrichtlinie in Kraft. Ziel der Wasserrahmenrichtlinien ist es, für die Gewässer in Europa einen guten Zustand zu erreichen und zu bewahren, wobei die Richtlinie neben den chemischen Belastungen in den Oberflächengewässern insbesondere ökologische Aspekte in den Vordergrund rückt und für das Grundwasser auch den guten mengenmäßigen Zustand fordert.

Oberflächengewässer (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) müssen nach der Wasserrahmenrichtlinie einen guten ökologischen und einen guten chemischen Zustand erreichen. Morphologische Beeinträchtigungen der Gewässerstrukturen und Querbauwerke sind die häufigste Ursache dafür, dass viele Oberflächengewässer die Ziele der Richtlinie möglicherweise verfehlen. Relevant sind daneben Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, vorrangig aus der Landwirtschaft, gefolgt von anderen stofflichen Belastungen beispielsweise aus Kläranlagen oder der Niederschlagsentwässerung.

Zur Beurteilung, welche Auswirkungen Schadstoffe auf die Gewässer haben bzw. wie groß das Risiko ist, dass die Ziele der Richtlinie nicht erreicht werden, steht eine ganze Palette von Kriterien zur Verfügung:

- Saprobie: Beim Saprobienverfahren werden Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushalts von Gewässern mit Hilfe ausgewählter Makrozoobenthos-Organismen (wirbellose Tiere des Gewässerbodens) beurteilt.
- Trophie: Die Trophie charakterisiert die Nährstoffversorgung von Gewässern. Für planktondominierte Fließgewässer ist Phosphor ein Risiko für den guten Zustand, wenn seine Konzentrationen (gemessen als Gesamtposphor) in der Vegetationszeit größer als 0,15 mg/l sind.
- Spezifische Schadstoffe: Für flussgebietsrelevante Stoffe dieser Kategorie liegen Bewertungen mit Qualitätszielen und Umweltqualitätskriterien aus der Richtlinie über gefährliche Stoffe vor. Auch ist zu prüfen, ob ein spezifischer Schadstoff für das jeweilige Einzugsgebiet relevant ist.
- Versalzung: Für Süßwasserfließstrecken, deren Chloridkonzentration im Jahresmittel über 200 mg/l liegt, kann es eine Ursache sein, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird.
- Aufwärmung: Für die unnatürliche Aufwärmung von Gewässern setzt die EG-Fischgewässer-Richtlinie Obergrenzen für Temperaturen bzw. Temperaturerhöhungen. Werden diese Werte überschritten, kann es dazu führen, dass der gute ökologische Zustand verfehlt wird.

Bei der Einschätzung, ob Gewässer die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen, kommen die Berichte der einzelnen Flussgebiete zu teilweise deutlich unterschiedlichen Ergebnissen. Neben der unterschiedlichen Belastungssituation ist die Ursache dafür auch in der länderspezifischen Vorgehensweise und in der unterschiedlichen Datenlage zu suchen. Bei der Beurteilung sind in vielen Punkten Unterschiede festzustellen, im Wesentlichen:

- bei Auswahl und Analyse der betrachteten Parameter (z.B. Querbauwerke, allgemeine chemisch-physikalische Parameter, spezifische Schadstoffe),
- bei der Festlegung der Signifikanzschwellen und der Grenzwerte und
- bei der Aggregation der Ergebnisse auf den gesamten Wasserkörper.

Trotz aller länderspezifischen Unterschiede bei der Beurteilung lässt sich dennoch für die gesamte Bundesrepublik aus der Bestandsaufnahme von 2004 (Auswahl an Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung siehe Anlage [V.1](#)) festhalten: Ein großer Teil der Flüsse und Bäche wird die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere den guten ökologischen Zustand, ohne konsequente Umsetzung entsprechender Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands voraussichtlich verfehlen. Die Beurteilung des Sauerstoffhaushalts der Wasserkörper anhand der Biologie (Saprobienindex) führt deutlich seltener zu einer negativen Einstufung. Problematisch sind jedoch hohe Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (siehe [Abbildung 4.1](#) und [Abbildung 4.2](#)).

In der Regel ist das Zusammenspiel mehrerer Belastungen dafür verantwortlich, dass ein Gewässer den guten Zustand wahrscheinlich nicht erreichen wird (vgl. BMU, 2005).

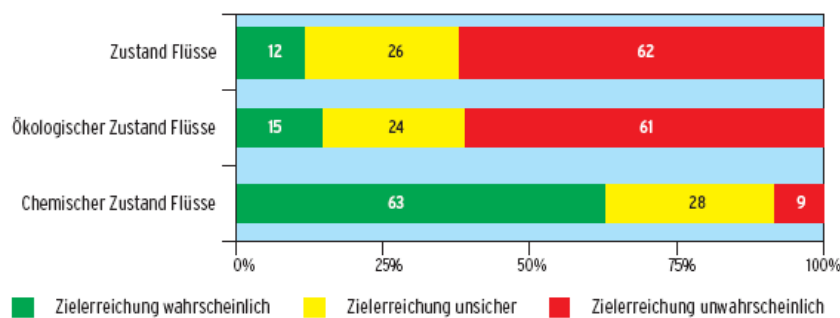


Abbildung 4.1: Ergebnisse der Bestandsaufnahme für Flüsse (BMU, 2005)

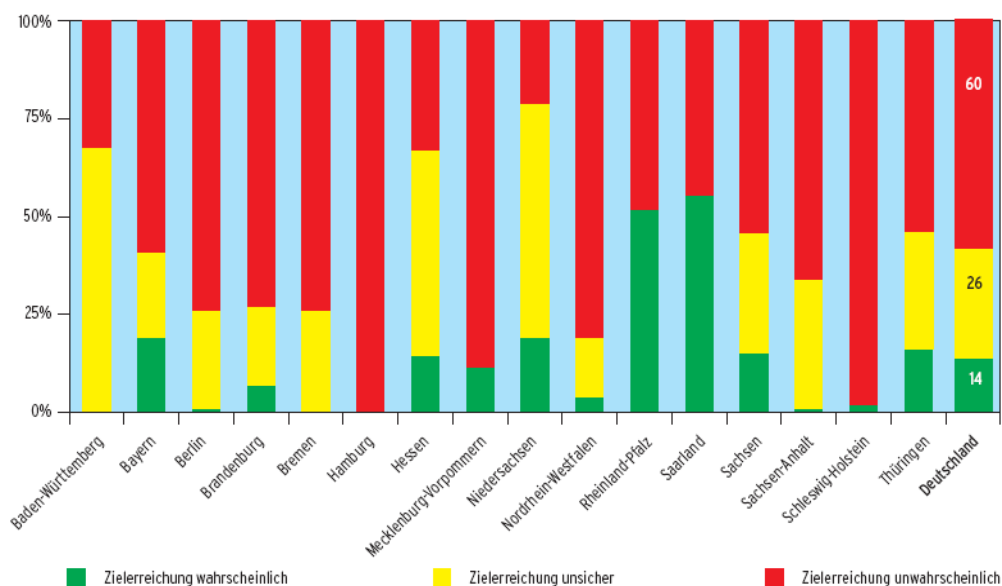


Abbildung 4.2: Ergebnisse der Bestandsaufnahme für Oberflächengewässer (BMU, 2005)

Dabei muss berücksichtigt werden, dass nach der Bestandsaufnahme von 2004 neue Zustandsbewertungen erarbeitet wurden, wodurch sich die Situation verschärft hat.

Die Rahmenkonzeption der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für das Monitoring (LAWA-RaKon) sieht zur Ökologischen Klassifikation die in [Tabelle 4.4](#) beschriebenen physikalisch-chemischen Komponenten vor. Dabei handelt es sich nicht um gesetzlich verbindliche Grenzwerte, sondern um Schwellenwerte, welche in diesem Fall als Orientierungswert für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand dienen sollen (vgl. LAWA-AO, 2007). So liegt beispielsweise der Orientierungswert für P_{ges} , eine Ausnahme bilden die Marschengewässer, deutlich unter den bei der Bestandsaufnahme (2004) angesetzten 0,2 mg/l.

Tabelle 4.4: Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten in den deutschen Fließgewässern (LAWA-AO, 2007)

Kenngrößen:	gelb	gemäß Muster-VO	grün	zusätzlich wirkungsrelevant						
Kenngröße	Temp.	Delta Temp.	Sauerstoff	TOC	BSB ₅	Chlorid	pH	P _{ges}	o-PO ₄ -P	NH ₄ -N
Einheit			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l
Statistische Kenngröße				Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Minimum-Maximum	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert
LAWA-Gewässertypen/Typengruppen:										
Bäche und Flüsse der Kalkalpen – Typ 1	siehe Tab. 2.3 ³		> 7		2,5	200	6,5 - 8,5	0,10 ²	0,07	0,1
Bäche und kleine Flüsse des Alpenvorlandes – Typen 2, 3			> 6		5	200	6,5 - 8,5	0,15 ²	0,10	0,3
Große Flüsse des Alpenvorlandes, Donau und Seenausflüsse – Typ 4, Subtyp 21_S			> 7		4	200	6,5 - 8,5	0,10 ²	0,07	0,3
Bäche und Flüsse des Mittelgebirges – Typen 5, 5.1, 6, 7, 9, 9.1			> 7	7	4	200	6,5 - 8,5	0,10	0,07	0,3
Flüsse und Ströme des Mittelgebirges ⁴⁾ – Typen 9.2, 10			> 6	7	6	200	6,5 - 8,5	0,10 ⁴	0,07	0,3
Bäche des Tieflandes – Typen 14, 16, 18			> 7	7	4	200	6,5 - 8,5	0,10	0,07	0,3
Kleine Flüsse des Tieflandes ⁴⁾ – Typen 15, 17, Subtyp 21_N			> 6	7	6	200	6,5 - 8,5	0,10 ⁴	0,07	0,3
Große Flüsse und Ströme des Tieflandes ⁴⁾ – Typen 15_g, 20			> 6	7	6	200	6,5 - 8,5	0,10 ⁴	0,07	0,3
Organische Fließgewässer und Fließgewässer der Niederungen – Typen 11, 12, 19			> 6	10	6	200	5 - 8	0,15	0,10	0,3
Marschengewässer – Typ 22			> 4	15	6	kein Wert	6,5 - 8,5	0,30	0,20	0,3
Ostseezuflüsse – Typ 23			> 5	15	6	kein Wert	7,0 - 8,5	0,10	0,07	0,3

1) bei Meereseinfluss kein Wert

2) bei dieser Typengruppe: P_{gesamt} gelöst (Angaben zu Probenvorbehandlung bzw. Untersuchungsverfahren werden noch ergänzt)

3) Tab 2.3 beachten, da die Temperatur stark vom Gewässertyp u. der Ausprägung d. Fischgemeinschaft abhängt.

4) Nach bisherigem Kenntnisstand aus dem Praxistest Phytoplankton kann für FG mit großer Abflussspende (Ausprägung 10.1, 20.1) und kleinem Einzugsgebiet (Ausprägung 15.1, 17.1) als Orientierungswert 0,15 mg/l P_{gesamt} akzeptiert werden (zur Typologie s. RAKON-Arbeitspapier I).

Durch Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenkonzepte soll die Gewässersituation verbessert werden.



4.3.2. P-Elimination in Deutschland

Der DWA-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen in Deutschland (2006), an dem sich 6.089 Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 139 Mio. Einwohnerwerten (EW) beteiligten, zeigt, dass sich der P_{ges} -Ablauf in den letzten Jahren deutlich reduziert hat. Die Konzentration ist von 1,7 mg/l im Jahr 1992 auf 0,72 mg/l im Jahr 2007 zurückgegangen (vgl. [Abbildung 4.3](#)).

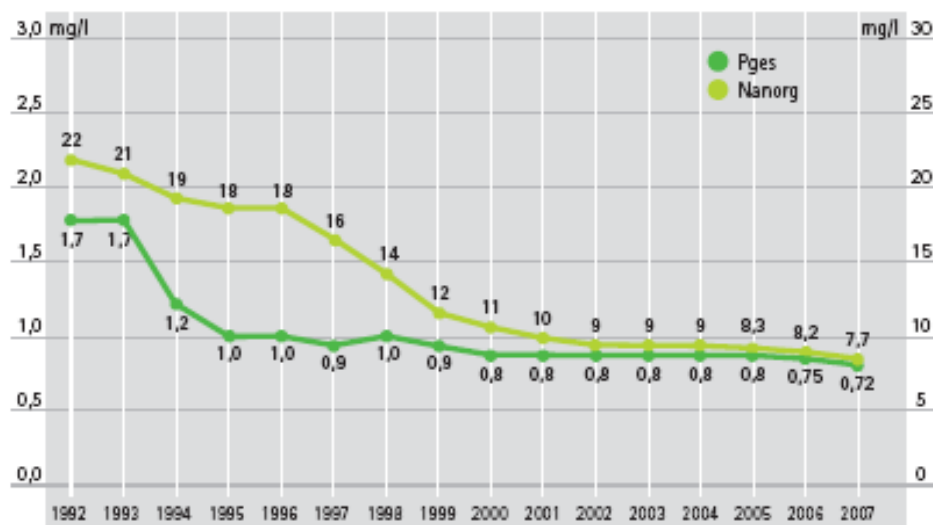


Abbildung 4.3: Zeitliche Entwicklung der N_{anorg} - und P_{ges} -Mittelwerte im Kläranlagenablauf 1992 bis 2007 in der Bundesrepublik (DWA, 2008)

Zur Bewertung der Restverschmutzung wurden für den Leistungsvergleich über die Ausbaugrößen gewichtete Sauerstoffbedarfs- und Nährstoffbelastungsstufen ermittelt, deren Definition in [Tabelle 4.5](#) dargestellt ist. Demnach ist von einer sehr geringen P-Belastung bei P_{ges} -Ablaufwerten < 0,54 mg/l auszugehen.

Tabelle 4.5: Bedeutung der fünf Stufen für den Sauerstoffbedarf und die Nährstoffbelastung (DWA, 2007)

Stufe	Restverschmutzung	Sauerstoffbedarfsstufen			Nährstoffbelastungsstufen	
		BSB ₅	CSB	NH ₄ -N	N _{ges}	P _{ges}
		mg/l				
1	sehr gering	bis 5	bis 30	bis 1,4	bis 8,4	bis 0,54
2	gering	6 bis 10	31 bis 50	1,5 bis 3,4	8,5 bis 13,4	0,55 bis 1,04
3	mäßig	11 bis 20	51 bis 90	3,5 bis 10,4	13,5 bis 18,4	1,05 bis 2,04
4	groß	21 bis 30	91 bis 120	10,5 bis 20,4	18,5 bis 35,4	2,05 bis 5,04
5	sehr groß	über 30	über 120	über 20,5	über 35,5	über 5,05

[Tabelle 4.6](#) zeigt mittlere Zu- und Ablaufkonzentrationen in den einzelnen Landesverbänden. Bundesweit wird bei einer P_{ges} -Zulaufkonzentration von 7,6 mg/l ein P_{ges} -Ablaufwert von 0,75 mg/l erreicht. Die Ablaufkonzentration in Sachsen/Thüringen liegt mit 1,08 mg/l über dem Bundesmittelwert. Der Abbaugrad für P_{ges} von 88 % liegt in Sachsen/Thüringen geringfügig unter dem mittleren Abbaugrad in ganz Deutschland von 90 %.

Tabelle 4.6: Mittlere Zu- und Ablaufkonzentrationen in den einzelnen Landesverbänden (DWA, 2007)

DWA-Landesverband	Baden-Württemberg	Bayern	Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland	Nord	Nord-Ost	Nordrhein-Westfalen	Sachsen/Thüringen	Gesamt
Kläranlagen (Anzahl)	1.026	1.625	1.547	570	286	462	555	6.070
Jahresabwassermenge (Mio. m³)	1.650	1.722	1.624	959	535	2.584	496	9.570
Ausbau-EW (Mio. EW)	21,6	27,8	18,8	21,2	13,2	29,9	8,1	140,6
Mittlere EW-Belastung (Mio. EW)	16,3	19,8	16,2	17,2	12,6	23,2	6,9	112,1
Ausbau-EW/Mittlere EW-Belastung	1,33	1,41	1,16	1,23	1,04	1,29	1,17	1,25
Spezifischer Abwasseranfall (m³/E.a)	101	87	100	56	42	111	72	85
BSB ₅ *	Zulauf (mg/l)	-	255	214	379	406	-	283
	Ablauf (mg/l)	-	4,2	4,5	3,6	3,6	-	4,1
CSB	Zulauf (mg/l)	432	503	438	785	1035	393	513
	Ablauf (mg/l)	24	29	23	37	41	26	28
GesN**	Zulauf (mg/l)	41,0	46,4	43,5	68,0	80,4	36,4	46,7
	Ablauf (mg/l)	10,4	10,4	8,9	8,5	11,6	7,7	9,2
P_{ges}	Zulauf (mg/l)	6,7	7,8	7,1	10,8	14,5	5,4	7,6
	Ablauf (mg/l)	0,75	0,96	0,94	0,60	0,59	1,08	0,75
NH ₄ -N	Ablauf (mg/l)	0,9	1,6	1,5	1,1	0,9	1,0	1,2
SB-Stufe		1,2	1,3	1,2	1,4	1,5	1,3	1,3
NB-Stufe		1,7	1,8	1,7	1,4	1,6	1,7	1,5



4.3.3. Zustand der Gewässer in Thüringen

In Thüringen erfolgte eine Einstufung der Oberflächenwasserkörper (OWK), die eine Phosphorbelastung resultierend aus Abwassereinleitungen (Abw P) haben. Dabei wurde als Maß für die Zielverfehlung im Wasserkörper eine Überschreitung der Orientierungswerte von:

- 0,1 mg/l P für Große Flüsse des Mittelgebirges (prägender Gewässertyp 9.2, siehe Anlage V.II) sowie von
- 0,15 mg/l P für alle anderen Gewässertypen

angesetzt.

Diese Orientierungswerte werden unterstützend zur Bewertung des ökologischen Zustandes herangezogen. Sind die biologischen Qualitätskomponenten (Makrophyten/ Phytobentos) und der Orientierungswert überschritten, dient Phosphor als Maß für das Reduktionsziel. Bei Unterschreitung dieser Werte kann davon ausgegangen werden, dass der gute ökologische Zustand bezogen auf stoffliche Belastungen (Phosphoreinträge) erreicht wird.

[Abbildung 4.4](#) zeigt, dass ein großer Teil, insgesamt 94 OWK, die Anforderungen aus der EG WRRL nicht erfüllt. Farblich markiert sind die Gebiete, welche durch zu hohe Phosphorbelastungen das Ziel verfehlen:

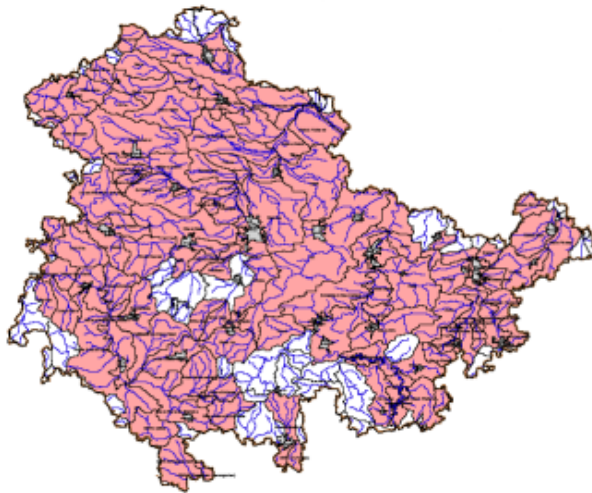


Abbildung 4.4: Zielverfehlung durch Phosphor in Thüringen, Stand 2007 (Porst, 2008)

Aufgrund der hohen Kosteneffizienz sind an Gewässern mit P-Defiziten folgende Maßnahmen sinnvoll (Porst, 2008):

- grundsätzlich P-Elimination auf Kläranlagen mit Ausbaugröße > 2.000 EW
- Einzelfallprüfung für P-Reduzierung bei Kläranlagen mit Ausbaugröße < 2.000 EW
- Betriebsoptimierungen bei allen Kläranlagen



4.3.4. P-Elimination in Thüringen

Die folgenden Auswertungen basieren auf Eigenkontrolldaten der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) aus dem Jahr 2006. Unplausible Daten wurden dabei nicht berücksichtigt. Außerdem wurde im Rahmen der Erstellung des Leitfadens eine Umfrage bei Betreibern von Kläranlagen in Thüringen durchgeführt. Damit der Leitfaden an die Situation in Thüringen angepasst werden und konkrete Probleme aus der Praxis berücksichtigt werden konnten, wurden Daten, die die P-Elimination beeinflussen mittels eines Fragebogens erhoben (Fragebogen, 2008).

Der Fragebogen wurde über die zuständigen Verbände an die Kläranlagenbetreiber verteilt. Es beteiligten sich 31 von insgesamt 54 Phosphor eliminierenden Anlagen. Darunter betreiben 9 Anlagen chemische P-Elimination, 6 Anlagen Bio-P und 16 Anlagen kombinieren beide Verfahren (vgl. [Tabelle 4.7](#)).

Tabelle 4.7: Resonanz der Umfrage, (Fragebogen, 2008)

Antworten	
Anlagen mit Phosphor-Elimination gesamt:	54
Davon geantwortet:	31
Prozent[%]	57

Verwendete Verfahren:	Chem. P	Bio-P	Kombination
Anzahl	9	6	16
Prozent [%]	29	19	52

In Thüringen werden ca. 578 Kläranlagen mit einer Gesamtauslastung von ca. 2.600.000 E betrieben. Von diesen Kläranlagen verfügen 54 (Gesamtbelastung ca. 2.065.000 E) über eine gezielte P-Elimination. Die Auswertungen der Eigenkontrolldaten haben ergeben, dass die Gesamtelimination an Phosphorverbindungen aus kommunalem Abwasser in Thüringen bei ca. 86 % lag. Die arithmetisch gemittelte P_{ges} -Zulaufkonzentration betrug 10,42 mg/l und die P_{ges} -Ablaufkonzentration 5,87 mg/l. Im Vergleich dazu lag die P_{ges} -Ablaufkonzentration von Anlagen mit P-Elimination mit 1,1 mg/l bei einer P_{ges} -Zulaufkonzentration von 9,6 mg/l deutlich niedriger. Diese Anlagen erreichten eine P-Eliminationsrate von 92 % und sind mit 74 % an der abgebauten P-Fracht beteiligt.

Bei den insgesamt 54 Anlagen mit P-Elimination, wird bei 34 Anlagen (63 %) das Verfahren der chemischen P-Elimination eingesetzt, bei 9 Anlagen (17 %) die Bio-P und bei 11 Anlagen (20 %) eine Kombination beider Verfahren.

Die Kombination von Bio-P und chemischer P-Elimination mit einer Ablaufkonzentration von 0,63 mg/l und einer Eliminationsrate von 95,48 % zeigt die besten Ergebnisse (vgl. [Tabelle 4.8](#)).

Weitergehende Maßnahmen sind in Thüringen nicht im Einsatz. Eine Anlage soll um eine Flockungsfiltration erweitert werden.

Tabelle 4.8: Phosphorbelastung und Abbauleistung in Thüringen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)

Alle Anlagen in Thüringen							
	$P_{ges,zu}$ [mg/l]	$P_{ges,ab}$ [mg/l]	$P_{ges,zu}$ [kg/a]	$P_{ges,ab}$ [kg/a]	EW	P_{eli} [kg/a]	P_{eli} [%]
Mittelwert	10,41	5,87	2.826	391	4.496	2.537	
Maximum	45,70	22,30	225.096	8.383	414.339	220.103	
Minimum	0,7	0,2	2	1	11	0,1	
Anzahl	387	550	527	518	578	507	
Summe			1.489.117	202.479	2.599.198	1.286.638	86
$g / (E \cdot d)$ (Mittelwert)			1,36	0,65			
Anlagen mit Phosphatelimination in Thüringen							
	$P_{ges,zu}$ [mg/l]	$P_{ges,ab}$ [mg/l]	$P_{ges,zu}$ [kg/a]	$P_{ges,ab}$ [kg/a]	EW	P_{eli} [kg/a]	P_{eli} [%]
Mittelwert	9,60	1,10	22.190	1.807	38.247	20.383	
Maximum	24,60	4,04	225.096	7.964	414.339	220.103	
Minimum	2,9	0,3	960	132	1129	789	
Anzahl	54	54	54	54	54	54	
Summe			1.198.250	97.579	2.065.340	1.100.671	92
$g / (E \cdot d)$ (Mittelwert)			1,78	0,25			
Anlagen mit chemischer P-Elimination in Thüringen							
	$P_{ges,zu}$ [mg/l]	$P_{ges,ab}$ [mg/l]	$P_{ges,zu}$ [kg/a]	$P_{ges,ab}$ [kg/a]	EW	P_{eli} [kg/a]	P_{eli} [%]
Mittelwert	9,30	1,04	22.101	1.953	38.041	20.148	
Maximum	23,10	3,10	225.096	7.964	414.339	220.103	
Minimum	3,4	0,3	1289	132	1972	789	
Anzahl	34	34	34	34	34	34	
Summe			751.447	66.414	1.293.391	685.033	91
$g / (E \cdot d)$ (Mittelwert)			1,72	0,23			
Anlagen mit biologischer P-Elimination in Thüringen							
	$P_{ges,zu}$ [mg/l]	$P_{ges,ab}$ [mg/l]	$P_{ges,zu}$ [kg/a]	$P_{ges,ab}$ [kg/a]	EW	P_{eli} [kg/a]	P_{eli} [%]
Mittelwert	10,80	1,92	11.010	1.717	13.088	9.292	
Maximum	24,60	4,04	43.502	4.369	40.173	41.380	
Minimum	2,9	0,8	2897	665	3659	2022	
Anzahl	9	9	9	9	9	9	
Summe			99.088	15.456	117.788	83.632	84
$g / (E \cdot d)$ (Mittelwert)			2,20	0,46			
Anlagen mit kombinierter P-Elimination in Thüringen							
	$P_{ges,zu}$ [mg/l]	$P_{ges,ab}$ [mg/l]	$P_{ges,zu}$ [kg/a]	$P_{ges,ab}$ [kg/a]	EW	P_{eli} [kg/a]	P_{eli} [%]
Mittelwert	9,70	0,63	31.610	1.428	59.469	30.182	
Maximum	17,40	1,50	79.896	2.876	162.333	77.779	
Minimum	5,4	0,3	960	160	1129	800	
Anzahl	11	11	11	11	11	11	
Summe			347.715	15.709	654.161	332.006	95
$g / (E \cdot d)$ (Mittelwert)			1,63	0,14			

Im Jahr 2006 wurden kommunalen Kläranlagen des Landes Thüringen ca. 1.489.117 kg P/a zugeführt, davon wurden ca. 1.286.638 kg P/a eliminiert, und somit die Gewässer noch mit 202.479 kg P/a aus der Punktquelle Kläranlage belastet (siehe [Abbildung 4.5](#)).

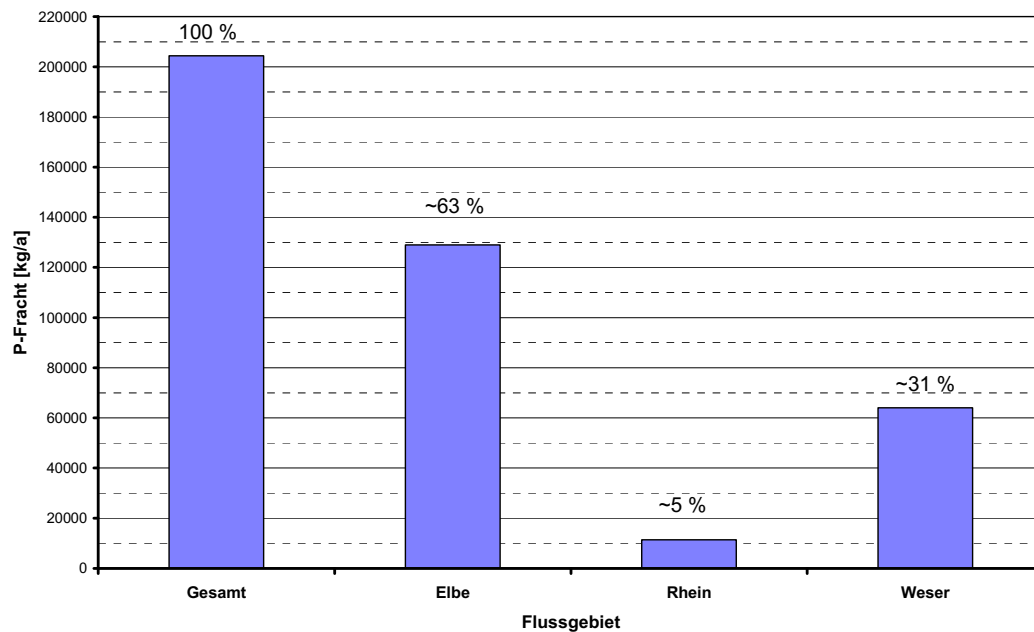


Abbildung 4.5: Belastung durch P-Fracht aus den Kläranlagen der Flussgebiete nach WRRL aus Thüringen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)

Im Folgenden wird eine Aufteilung der P-Fracht im Zulauf und Ablauf nach Größenklassen (GK) vorgenommen. Dabei wird deutlich, dass sich bei den Größenklassen 4 und 5 der Anteil an der Gesamtfracht bei der Ablauffracht reduziert. Anlagen der Größenklasse 1 bis 3, wo gesetzlich keine P-Elimination vorgeschrieben ist, haben hingegen im Vergleich zur Zulauf-fracht einen größeren Anteil (46 %) an der ablaufenden Fracht.

Dennoch sind die Anlagen der Größenklasse 4 mit 49 % an der gesamten jährlichen P-Ablauffracht beteiligt (vgl. [Abbildung 4.6](#)).

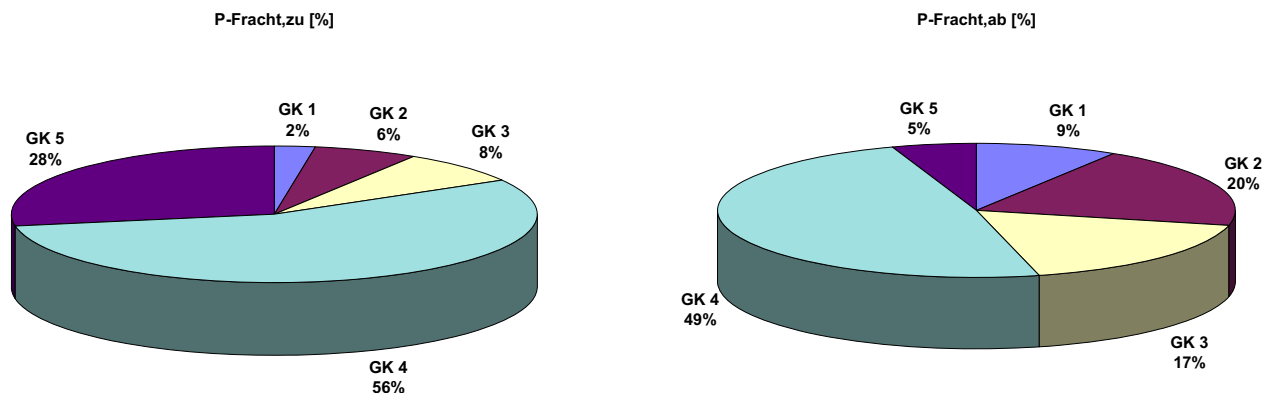


Abbildung 4.6: P-Frachten getrennt nach Größenklassen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)

Der große Anteil an der P-Ablauffracht der Anlagen mit Größenklasse 4 (49 %) lässt sich durch den hohen Anschlusswert dieser Kläranlagen erklären. Bei einer Gesamtbelastung von ca. 2.599.000 E werden 53 %, was ca. 1.375.000 E bedeutet, von Anlagen der Größenklasse 4 bewältigt (siehe [Abbildung 4.7](#)). So ist auch bei einer im Mittel erzielten Ablaufkonzentration von 1 mg/l (siehe [Abbildung 4.8](#)) noch eine hohe Ablauffracht zu erwarten.

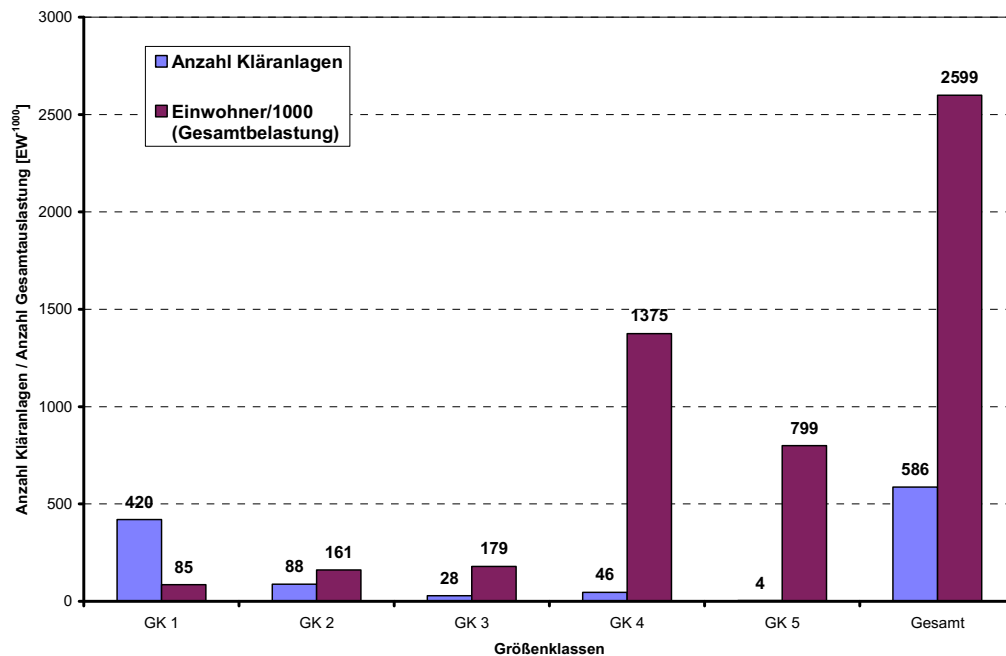


Abbildung 4.7: Verteilung der Kläranlagen und zugehörigen Einwohnerzahl auf die Größenklassen 1-5 (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)

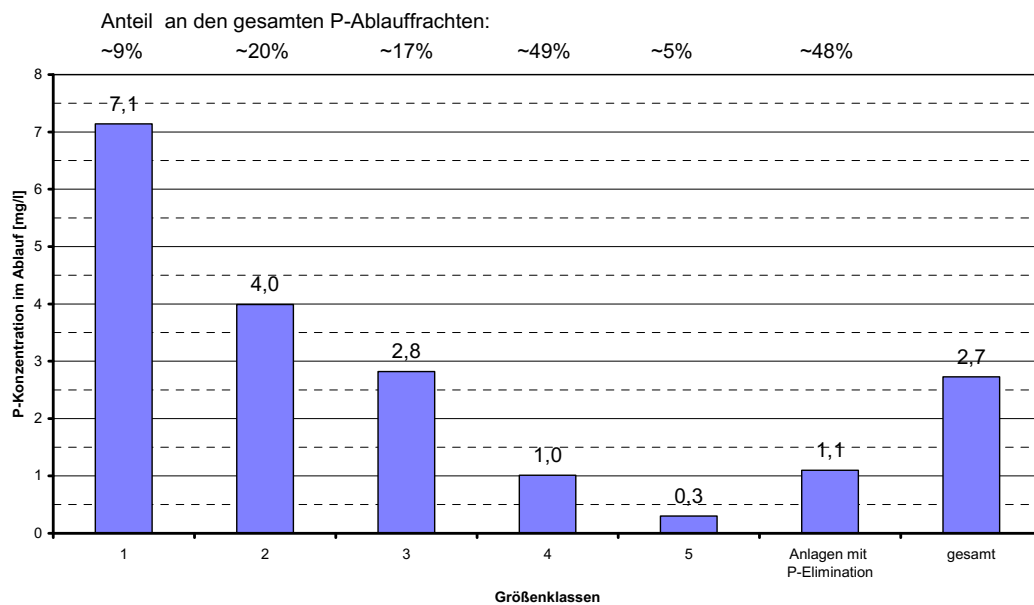


Abbildung 4.8: P-Konzentrationen im Ablauf bezogen auf die Größenklassen und zugehöriger Anteil an den gesamten P-Ablauffrachten (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)

Vergleicht man die Anlagen hinsichtlich der Unterschreitungshäufigkeit von P-Konzentrationen im Ablauf (siehe [Abbildung 4.9](#)), zeigt sich, dass Anlagen mit P-Elimination zu 85 % eine Ablaufkonzentration von 1,5 mg/l unterschreiten. Im Vergleich hierzu ergab die Auswertung des Fragebogens (Fragebogen, 2008) einen höheren Konzentration von 2,2 mg/l (siehe [Abbildung A 1](#) in Anlage [V.III](#)). Anlagen der Größenklasse 1 bis 3 liegen dennoch deutlich über diesem Wert.

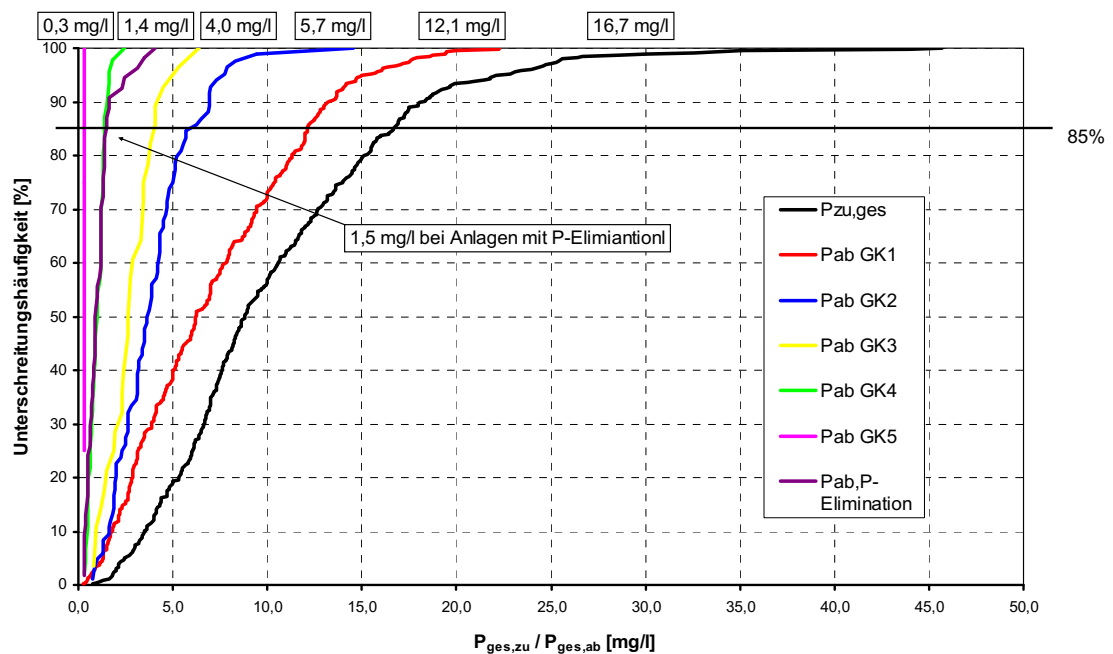


Abbildung 4.9: Unterschreitungshäufigkeiten von P-Konzentrationen im Ablauf und Zulauf (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)



5. Grundlagen der P-Elimination

Phosphor kann nicht wie Stickstoff in den gasförmigen Zustand überführt und eliminiert werden. Phosphor lässt sich nur im festen Aggregatzustand über den Schlammweg aus dem Abwasser entfernen.

Die Überführung zu gut abscheidbaren Partikeln kann entweder durch (erhöhte) Aufnahme in die Biomasse oder durch chemische Fällung erfolgen.

Insbesondere bei nachgeschalteten Verfahren kommt der Effizienz der Partikelabscheidung (z.B. in Filtern) eine große Bedeutung zu.

Auch ohne gezielte Phosphorelimination wird ein Teil der im Zulauf enthaltenen Phosphate sowohl mit dem Primärschlamm ausgetragen (ca. 10 - 15 %) als auch in die Biomasse eingebaut und mit dem Überschussschlamm entfernt. Beim Belebungsverfahren werden zum Abbau der Biomasse ca. 1 - 1,5 % des dort eliminierten BSB_5 als Phosphor benötigt (Assimilation). Je größer das Verhältnis von BSB_5 zur P-Konzentration ist, umso mehr Phosphor kann in die Biomasse eingebaut werden, d.h. weniger Aufwand muss für die weitergehende Elimination betrieben werden.

Der Einbau in den Überschussschlamm kann für die Bemessung in der Regel mit 1 % vom zugeführten BSB_5 bzw. $0,005 \cdot C_{CSB,ZB}$ abgeschätzt werden (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001 und ATV-DVWK-A 131, 2000).

Zur gezielten Phosphorelimination stehen biologische und chemische Verfahren und deren Kombination zur Verfügung, die in folgenden Kapiteln näher beschrieben werden.



6. Chemische P-Elimination

6.1. Grundlagen der chemischen P-Elimination

Bei der chemischen P-Elimination lassen sich zwei Stufen unterscheiden. Zunächst die schnell ablaufende chemische Reaktion (Fällung) und anschließend die Agglomeration der kleineren Flocken zu größeren Flockenverbänden (Flockung), die sich gut abtrennen lassen (siehe [Abbildung 6.1](#)).

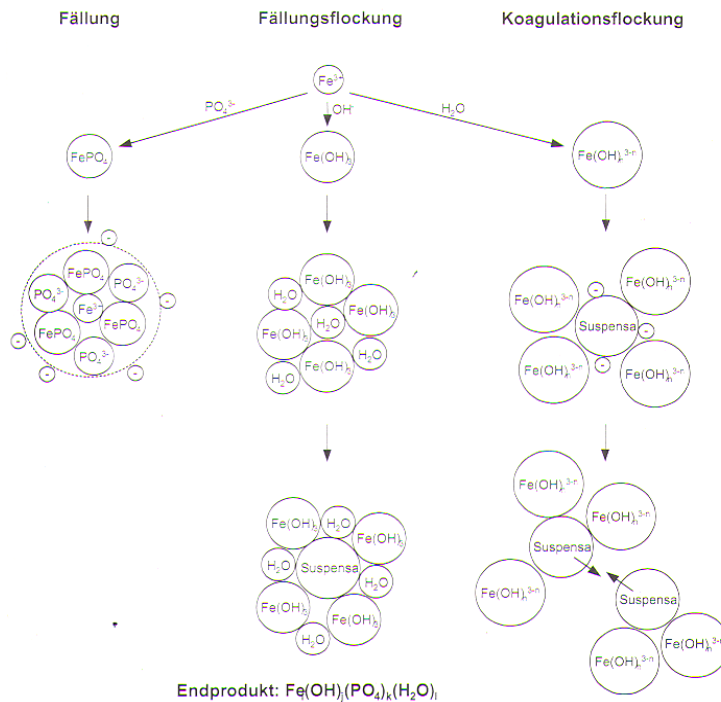


Abbildung 6.1: Mechanismen der Fällung, Fällungsflockung und Koagulationsflockung (Neitzel und Tschech, 2007)

Folgenden Faktoren beeinflussen die chemische Reaktion und sollten für einen optimalen Prozessablauf beachtet werden:

- Auswahl des Fällungsmittels (vgl. Kapitel [6.2](#)).
- Einflussfaktoren wie pH-Wert, Säurekapazität und weitere chemische und physikalische Parameter (vgl. Kapitel [6.3](#)).
- Lagerung- und Dosiertechnik (vgl. Kapitel [6.4](#)).
- Dosierstellen (vgl. Kapitel [6.5](#)).

Je nach Ort der Dosierung werden die Verfahren der chemischen P-Elimination unterschieden (vgl. Kapitel [6.6](#)).



6.1.1. Beschreibung der Vorgänge bei der chemisch-physikalischen Phosphat-entfernung

Die chemisch-physikalische Phosphatentfernung besteht aus fünf hintereinander ablaufenden Prozessen (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002):

- Dosierung und vollständiges Einmischen eines Fällmittels in den Abwasserstrom, wichtig ist eine gute Verteilung des kleinen Fällmittelvolumenstroms auf die große Abwassermenge,
- Entstabilisierung; meist gleichzeitig mit der Mischung und in dem gleichen Anlagenteil ablaufend,
- Bildung partikulärer Verbindungen von Fällmittelkationen (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) und Phosphatanionen (PO_4^{3-}) sowie anderen Anionen (Fällungsreaktion) (siehe [Abbildung 6.1](#)),
- Aggregationen zu Mikrofloccen; Brown'sche Molekularbewegung, Einfluss durch Rühren kaum möglich,
- Floccenbildung, d.h. Bildung von gut abtrennbaren Makrofloccen aus den Mikrofloccen. Dabei können Schwebestoffe und Kolloide, einschließlich des organisch gebundenen Phosphors in die Floccen mit eingeschlossen werden (Mitfällung und -floccung),
- Abscheidung der Makrofloccen aus dem Abwasser. Die Abtrennung kann durch Sedimentation, Flotation, Filtration oder Kombinationen dieser Verfahren bewirkt werden.

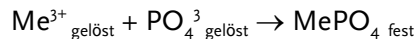


6.1.2. Chemische Reaktionen

6.1.2.1. Die Fällungsreaktion

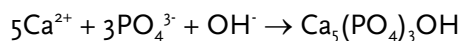
Den Vorgang, gelöste Stoffe in eine unlösliche Form zu überführen, bezeichnet man als Fällung.

Die Phosphatentfernung mit Metallsalzen beruht im Wesentlichen auf der Fällung des PO_4^{3-} durch Me^{3+} , d.h. durch die Bildung der sehr wenig löslichen Phosphatverbindungen FePO_4 und AlPO_4 nach der Reaktionsgleichung:



Als Fällmittel verhalten sich Fe^{3+} und Al^{3+} ähnlich. Es ist jedoch zu beachten, dass beim Eisen der für die Fällung optimale pH-Wert um ca. eine Einheit niedriger ist (siehe Kapitel [6.3.1](#)). Die Eisenflocken sind im Allgemeinen schwerer, kompakter und schersfester als Aluminiumflocken. Dies ist bei der Auslegung der Trennprozesse von Bedeutung.

Bei der Calciumphosphatfällung sind verschiedene mögliche Reaktionen bekannt. Es ist allerdings nicht vorhersagbar, welche dieser Reaktionen im Abwasser ablaufen werden. Das wichtigste Fällungsprodukt mit Bindung von Phosphat ist Hydroxylapatit:



Da Calcium abgesehen von weichen Wässern stets ausreichend vorhanden ist, wird bei der Fällung durch die Dosierung von Kalkhydrat $\text{Ca}(\text{OH})_2$ primär nicht eine Zugabe von Calciumionen Ca^{2+} , sondern vielmehr eine Erhöhung des pH-Wertes bezweckt. Deshalb kann bei Wässern höherer Härte die Calciumphosphatfällung auch nach Zugabe einer anderen Lauge durchgeführt werden (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.1.2.2. Die Flockungsreaktion

Als Flockung werden alle Vorgänge bezeichnet, welche die Abscheidung suspendierter und kolloidal verteilter Teilchen beinhalten.

Die im Abwasser vorhandenen Kolloide oder Partikel besitzen in der Regel eine negative Oberflächenbeladung und sind umgeben von einer Hydrathülle. Diese gleiche Ladung führt dazu, dass sich die einzelnen Partikel (Suspensa) abstoßen und die Suspension damit stabilisieren.

Bei einem Flockungsprozess wird dieses System zunächst entstabilisiert, die Oberflächenladung der Suspensa wird neutralisiert bzw. kompensiert. Infolgedessen kommt es zur Koagulation, d.h. es bilden sich Mikrofloken.

Parallel kommt es zu einer Adsorptionskoagulation, d.h. der Adsorption von Suspensa an hydrolysierten Metallionen (sog. Primärflocken). Man spricht in diesem Fall von Mitfällung und Okklusion.

Diese Formen der Entstabilisierung ermöglichen nun eine Aggregation der Partikel zu größeren Flocken, welche durch Zugabe von Flockungshilfsmitteln beschleunigt werden können (Kronos, 2001).



6.1.2.3. Konkurrierende Reaktionen

Gleichzeitig mit der Phosphatfällungsreaktion treten mehrere konkurrierende Reaktionen auf, die zu einem Mehrverbrauch des Fällmittels und damit zu einer Erhöhung der Menge des Fällungsschlammes führen. Im Wesentlichen sind zu unterscheiden:

- Hydroxidbildung $\text{Me}^{3+} + 3\text{OH}^- \rightarrow \text{Me}(\text{OH})_3$
- Karbonatbildung $\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-} \rightarrow \text{CaCO}_3$
- Komplexierung mit organischen Stoffen
- Adsorptionsreaktionen

Die wichtigsten konkurrierenden Reaktionen sind bei Anwendung Fe^{3+} - und Al^{3+} -haltiger Salze die Fällung mit dem Hydroxid OH^- und bei Zugabe von Ca^{2+} -Salzen die Bildung von Carbonat.

Bei der Hydroxidbildung ist der pH-Wert von großer Bedeutung. Je niedriger dieser ist, umso geringer ist die OH^- -Konzentration. Da die optimalen pH-Werte (siehe Kapitel [6.3.1](#)) bei der biologischen Abwasserreinigung nicht immer erreicht werden können, ist mit einer gewissen Hydroxidbildung zu rechnen. Auch wenn kein Phosphat mehr in Lösung ist, reagiert das Kation mit Hydroxidionen. Um eine übermäßige Hydroxidbildung zu verhindern, soll das Fällungsmittel mit geringer Konzentration an einer Stelle mit hoher Turbulenz zugegeben werden (vgl. Kapitel [6.5](#)).

Organische Stoffe können durch Fällungsreaktionen bei der chemisch-physikalischen Phosphatentfernung nur unwesentlich entfernt werden. Die entscheidenden Mechanismen der Entfernung organischer Stoffe bei der chemisch-physikalischen Phosphatentfernung sind dagegen die Koagulation organischer Kolloide sowie der Einschluss der Suspensa in Flocken, wodurch auch organischer Phosphor mit entfernt wird. Weiter werden bei der Fällung in großem Umfang adsorptionsfähige Flächen gebildet, so dass die Anlagerung adsorbierenden Materials signifikant sein kann (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.2. Fällmittel

6.2.1. Übersicht der Fällmittel

[Tabelle 6.1](#) gibt eine Übersicht über die in der Abwasserreinigung üblichen Fällmittel.

Tabelle 6.1: Gebräuchliche Fällmittel (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)

Produktbezeichnung	chemische Formel	Typische Lieferform Dichte bzw. Schüttgewicht in t/m ³	Lagerung und Dosierung	Wirksames Kation P-Fällung	übliche Wirksubstanzgehalte in g/kg	pH-Wert der (gesättigten)
Aluminiumchlorid	AlCl ₃	Lösung 1,3	Tank säurefeste Pumpe	Al ³⁺	58 – 60 2,2	1
Aluminium-Eisen(III)-chlorid	AlCl ₃ + FeCl ₃	Lösung 1,15	Tank säurefeste Pumpe	Al ³⁺ Fe ³⁺	19 10 0,9	1
Aluminiumsulfat	Al ₂ (SO ₄) ₃	Granulat, Pulver 1 Lösung 1,27	Silo Schnecke Tank säurefeste Pumpe	Al ³⁺	40 1,5 24 0,9	3
Aluminium-Eisen(III)-sulfat	[Al ₂ (SO ₄) ₃ + Fe ₂ (SO ₄) ₃] · n H ₂ O	Granulat 0,95	Silo Schnecke u. säurefeste Exzenterpumpe	Al ³⁺ Fe ³⁺	82 10 3,2	2
Eisen(II)-chlorid	FeCl ₂	Lösung 1,24 – 1,37	Tank säurefeste Pumpe	Fe ²⁺ → Fe ³⁺	86 – 135 1,5 – 2,4	1
Eisen(III)-chlorid	FeCl ₃	Lösung 1,41 – 1,43	Tank säurefeste Pumpe	Fe ³⁺	135 – 138 2,4 – 2,5	1
Eisen(III)-chloridsulfat	FeClSO ₄	Lösung 1,43 – 1,52	Tank säurefeste Pumpe	Fe ³⁺	123 2,2	1
Eisen(II)-sulfat	FeSO ₄ · 7 H ₂ O	restfeuchtes (Grün-)Salz 1	Einsumpfbunker säurefeste Pumpe	Fe ²⁺ → Fe ³⁺	178 – 195 3,2 – 3,5	2
Eisen(III)-sulfat	Fe ₂ (SO ₄) ₃	Lösung 1,5	Tank säurefeste Pumpe	Fe ³⁺	118 2,1	1
Calciumhydroxid Weisskalkhydrat (gelöschter Kalk) stabilisierte Kalkmilch (20 %ig)	Ca(OH) ₂	Pulver 0,45 Suspension 1,15	Silo Schnecke Tank Exzenterpumpe	Ca ²⁺	376 9,4 75 1,9	12,5
Natriumaluminat	NaAl(OH) ₄	Lösung 1,3 – 1,5	Tank Pumpe	Al ³⁺	62 – 105 2,3 – 3,9	14
Polyaluminium-(hydroxid)-chlorid (PAC)	[Al(OH) _{3-x} Cl _x] _n	Lösung 1,2 – 1,37	Tank säurefeste Pumpe	Al ³⁺	70 – 90 2,6 – 3,3	01. Mrz
Polyaluminium-(hydroxid)-chlorid-sulfat	Al _x (OH) _y Cl _z (SO ₄) _k	Lösung 1,4	Tank säurefeste Pumpe	Al ³⁺	52 – 90 1,9 - 3,3	1

Viele Arten mehrwertiger Metallionen bilden nach Zugabe zum Abwasser mit den darin gelösten Phosphationen unlösliche Verbindungen. Zur Phosphatfällung werden aus wirtschaftlichen Gründen Fe^{3+} , Al^{3+} , Fe^{2+} und Ca^{2+} eingesetzt. Fe^{2+} kann nur dann mit Erfolg angewendet werden, wenn es in sauerstoffhaltigem Wasser zu Fe^{3+} oxidiert wird. In der Praxis wird es hierzu in den belüfteten Sandfang oder in den Bereich der Belebung dosiert. Es können dann gleiche Resultate wie beim Einsatz von Fe^{3+} erwartet werden. Für die Bemessung der Belüftungseinrichtungen für die Belebungsbecken ist der für die Eisenoxidation notwendige Sauerstoff unerheblich (ATV-DVWK-A 202, 2002).

In neuester Zeit finden so genannte polymerisierte Aluminiumsalze, wie z.B. Polyaluminiumhydroxidchlorid (PAC) große Beachtung, da sie in der Abwasserreinigung auch zur Bekämpfung von Blähschlamm und Schaum erfolgreich eingesetzt werden. Reine Eisen- und Aluminiumsalze können mit einer Vielzahl von anorganischen aber auch organischen Stoffen kombiniert werden. So lässt sich z.B. durch die Substitution von Chlorid- oder Sulfationen mit OH^- -Ionen eine sog. Basizität der Produkte erzielen. Der Vorteil solcher basischen Produkte liegt u.a. in einem geringeren Säurepufferkapazitätsverbrauch des Wassers bzw. Abwassers, einer niedrigeren Anionenfracht und einer stark verbesserten Flockungswirkung als bei der Verwendung einfacher Eisen- und Aluminiumsalze. Auch die Modifikation der Ausgangsstoffe mit kationischen Zusätzen, wie z.B. Silizium, Calcium oder Magnesium, genauso wie mit anionischen Gruppen, wie z.B. Sulfat oder Nitrat, liefern ganz besondere Verbesserungen der Ursprungsprodukte. Letztlich kann auch die Kombination verschiedener anorganischer Fällmittel untereinander sehr sinnvoll sein.

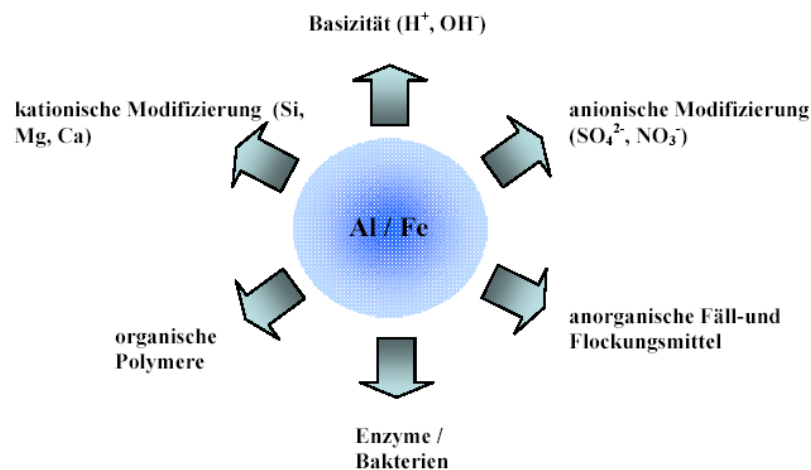


Abbildung 6.2: Übersicht möglicher Kombinationsvarianten von Eisen- und Aluminiumsalzen (zum Hebel et al., 2005)

Darüber hinaus führt auch das einfache Beimischen von bestimmten organischen Polymeren zu einer gezielten Abwandlung der reinen Metallsalze. Durch die Zusammenführung dieser beiden Produktgruppen lassen sich vor allem die Flockungseigenschaften des Endproduktes wesentlich verbessern (vgl. zum Hebel et al., 2005).

[Tabelle 6.2](#) zeigt marktübliche Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten. Vereinzelt sind im Markt auch Produkte mit mehreren Mischkomponenten anzutreffen. Es ist darauf zu achten, dass im Produktdatenblatt alle erforderlichen physikalisch-chemischen

Daten, der insgesamt enthaltene Wirkstoffgehalt in mol/kg und ggf. der Gehalt an kationischem Polymer angegeben werden.

Tabelle 6.2: Marktübliche Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)

	Mischkomponente							
	Aluminiumchlorid	Aluminiumsulfat	Eisen(II)-chlorid	Eisen(III)-chlorid	Eisen(III)-chloridsulfat	Polyaluminiumchlorid	Ca/Mg-Chlorid	kat. Polymer
Fällmittel								
Aluminiumchlorid			x	x				
Aluminiumsulfat				x	x			
Eisen(II)-chlorid	x			x		x	x	
Eisen(III)-chlorid	x	x	x			x		x
Eisen(III)-chloridsulfat		x						
Polyaluminiumchlorid			x	x				

Diese Mischprodukte kommen in der Regel dann zum Einsatz, wenn neben der Phosphatfällung weitere Wirkungen erzielt werden sollen. Hierbei sind zu nennen: verbesserte Flockenbildung zur Verhinderung von Schlammabtrieb, Bekämpfung von Blähschlamm, Reduzierung von Schwimmschlamm, Sulfidbindung in der Faulung etc. Der Vorteil von Mischprodukten besteht darin, dass keine zusätzliche Lager- und Dosiertechnik für ein ansonsten erforderliches zweites Chemikalienprodukt vorgehalten werden muss. Dafür müssen i.d.R. höhere Kosten für die Mischprodukte veranschlagt werden. Somit bieten sich Mischprodukte insbesondere auch für kurzfristigen oder saisonalen Einsatz an.

Aus Sicht des Anwenders ist darauf zu achten, dass durch die Beimischung von Polymeren die Viskosität deutlich erhöht wird und deshalb die Dosierung angepasst werden muss. Eine Anpassung der Dosierung muss auch in Abhängigkeit der Temperatur (Winterbetrieb!) erfolgen (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008).

Werden keine Mischprodukte verwendet, kann sowohl bei Vor- als auch bei Simultanfällung ein Teil des ansonsten erforderlichen Fällungsmittels durch Polymere ersetzt werden. Die Polymere werden nach der Dosierung der Fällungsmittel als Flockungshilfsmittel (FHM) zugegeben. Hinweise zum Einsatz organischer Polymere in der Abwasserreinigung liefert das Merkblatt ATV-DVWK-M 274. Zu beachten ist, dass es bei längerfristiger Anwendung zur Ladungsumkehr kommen kann.

Auch bei der Flockungsfiltration kann nach der Fällung ergänzend oder zeitweise ein Polymer als Flockungshilfsmittel zugegeben werden, um die Effektivität der Feststoffabtrennung zu erhöhen. Es ist darauf zu achten, dass Dosiermengen und Reaktionsbedingungen der Flockung optimiert werden, um mögliche Betriebsprobleme zu vermeiden.

Bei Überdosierung und unzureichender Vermischung des Polymers mit dem Abwasser treten Verklebungen im Filter auf (vgl. ATV-DVWK-M 274, 1999).

In der Praxis werden FHM, trotz der erwähnten Vorteile, nicht sehr häufig eingesetzt, was auch die Umfrage in Thüringen (Fragebogen, 2008) bestärkt, nur zwei von 31 Anlagen dosieren demnach FHM zu. Eisensalze in Form von Eisen(II)-chlorid, Eisen(III)-chloridsulfat und

Eisen(II)-chlorid werden in Thüringen am häufigsten eingesetzt Auch das Polymetall PAC war mit 10 % relativ häufig vertreten (siehe [Abbildung 6.3](#)).

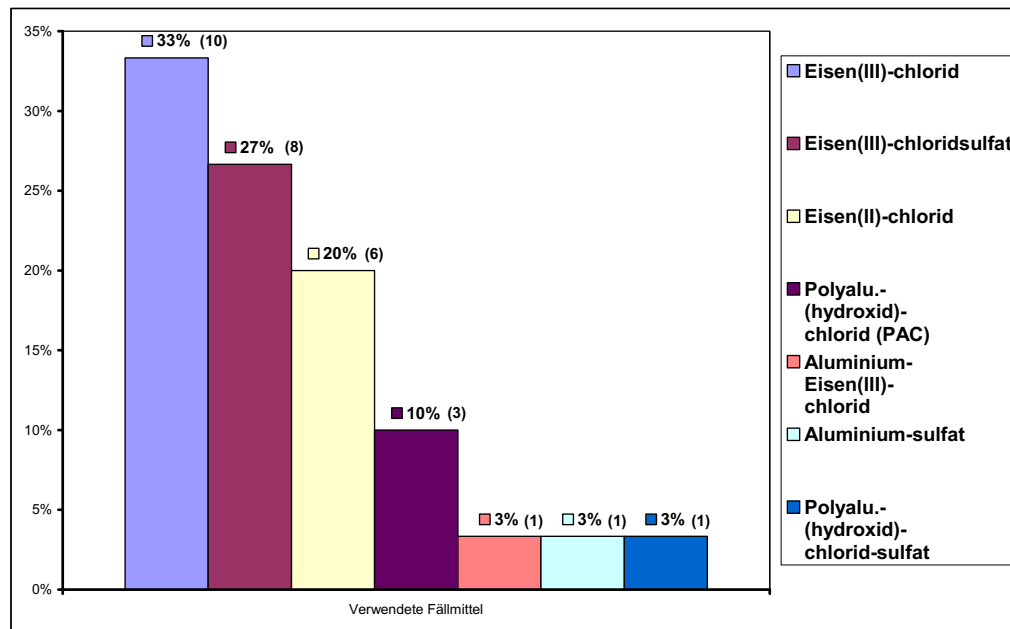


Abbildung 6.3: Verwendete Fällmittel in Thüringen (Fragebogen, 2008)

[Abbildung 6.4](#) zeigt die Auswertung einer Erhebung aus den Jahren 1998 bis 2000, bei der 341 kommunale Kläranlagen beteiligt waren (vgl. ATV-DVWK, 2004). Mit 66 % werden die dreiwertigen Eisen- und Aluminiumsalze bevorzugt verwendet.

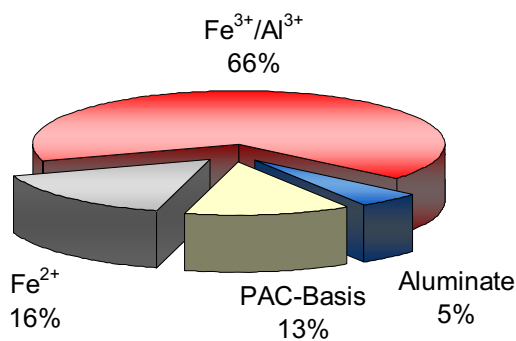


Abbildung 6.4: Fällmittelverteilung in Deutschland, 1998 – 2000 (Steinke, 2006)



6.2.2. Qualität der Fällmittel

Die Herstellung der handelsüblichen Produkte beruht häufig auf der Verwendung von Erzen, wie Bauxit für Aluminiumsalze und Ilmenit oder Magnetit für Eisensalze. Die natürlichen Spurengehalte an Schwermetallen schwanken in Abhängigkeit ihrer Lagerstätten, lassen die

Einhaltung der in [Tabelle 6.3](#) genannten Richtwerte in der Regel jedoch problemlos zu. Zum Teil sind die anorganischen Fällmittel aber auch Nebenprodukte großtechnischer Prozesse (z.B. fällt Eisenchloridlösung als Nebenprodukt bei der Herstellung von Titandioxid an). In diesen Fällen können Verunreinigungen an Schwermetallen und organischen Halogenverbindungen auftreten, die durch die Produktion bedingt sind.

Tabelle 6.3: Richtwerte für eisen- und aluminiumhaltige Fällungs- und Flockungsmittel in mg Schadstoff pro mol Wirksubstanz (WS) (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)

	[mg/mol WS]
Blei (Pb)	15
Cadmium (Cd)	0,2
Chrom (Cr)	15
Kupfer (Cu)	15
Nickel (Ni)	20
Quecksilber (Hg)	0,15
Zink (Zn)	50
AOX	5

Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass es sich bei diesen Schwermetallgehalten im Fällmittel um Richtwerte handelt. Grundsätzlich trägt der Betreiber die Verantwortung beim Einsatz von Fällmitteln in seinen Anlagen.

Bei der Auswahl des Fällmittels ist das Vorsorgeprinzip als wichtiger Grundsatz des Umweltrechtes zu beachten, d.h. der Eintrag von Verunreinigungen in die Umwelt sollte minimal sein und minimiert werden. Dabei ist der Weg der Schlamm Entsorgung zu beachten.

Von den Herstellern und Lieferanten der Fällmittel ist eine laufende Qualitätskontrolle sicherzustellen. Bei jeder Lieferung soll ein Produktdatenblatt mit aktueller Produktspezifikation (siehe Anlage [V.IV](#)) vorliegen. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass Produktdatenblätter i.d.R. typische Analysewerte (Jahresmittelwerte) enthalten, und daher nur eingeschränkt zur Beurteilung eines Produktes geeignet sind. Ratsam wäre hier die Vereinbarung einer Lieferspezifikation zwischen Kunde und Lieferant. Zusätzlich kann ein so genanntes Werkszeugnis mit physikalischen und chemischen Daten, wie Gehalte an Schwermetallen für jede Lieferung angefordert werden, was allerdings mit einem sehr großen technischen Aufwand verbunden wäre und sich eventuell auf den Produktpreis auswirken könnte. Eine eigene Qualitätskontrolle könnte ebenfalls Unsicherheiten beheben.

Manche Fällmittel enthalten die Metalle Barium und Mangan, die bei der Verdünnung des Fällmittels mit Wasser durch Ausfällungen (z.B. Inkrustationen an der Dosiertechnik sowie im Lagertank) und Bildung von Belägen in Rohren erhebliche Betriebsprobleme hervorrufen können. Weiterhin ist zu beachten, dass Mangan zur Bildung von Braunstein auch auf Membranen (z.B. an Belüftern) führen kann. Es empfiehlt sich daher, zusätzliche Angaben vom Hersteller zu diesen Metallen einzufordern und die Fällmittelprodukte hinsichtlich ihres Gehaltes an Barium bzw. Mangan zu vergleichen. Als Richtwerte für Verunreinigungen

im Fällmittel durch Mangan können für Produkte auf Fe-Basis die Angaben in den Produktnormen DIN EN 888 – DIN EN 891 herangezogen werden.

Bei einer landwirtschaftlichen Verwendung des Klärschlammes wird dem Betreiber empfohlen, mögliche Eintragsquellen und -pfade an Schwermetallen genauer zu untersuchen. Es ist daher sinnvoll, ein Fällmittel auszuwählen, dessen Schwermetallgehalte und AOX-Gehalt unterhalb der Richtwerte liegen. Außerdem sollte beim Einsatz in der Landwirtschaft auch die Pflanzenverfügbarkeit der Phosphorverbindungen überprüft werden (vgl. Kapitel [6.9.2.5](#)).

Bei thermischer Verwertung des Klärschlammes muss ggf. geprüft werden, inwiefern auch der Einsatz von Fällmitteln, deren Schwermetallgehalte oberhalb der Richtwerte gemäß [Tabelle 6.3](#) liegen, ohne Umwelt- oder Betriebsbeeinträchtigung möglich ist (vgl. Kapitel [6.9.2.6](#)) (ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.2.3. Auswahl des Fällmittels

Der Einsatz von Fällmitteln wirkt sich nicht nur ausschließlich auf die Phosphatreduktion aus, sondern beeinflusst mehr oder weniger den gesamten Klärprozess (vgl. Kapitel [6.9](#)).

Fällmittel können z.B. den Schlammindex senken, die Gasqualität bei der Faulung verbessern (eisenhaltige Fällmittel), die Schlammmentwässerung beeinflussen, Gerüche einbinden (eisenhaltige Fällmittel), Schwimmschlamm verhindern, Blähschlamm bekämpfen, die Ablaufqualität der Kläranlage insgesamt verbessern. Sie können ebenso zur Entlastung der biologischen Stufe beitragen. Andererseits kann die Fällmitteldosierung auch nachteilige Auswirkungen auf die Abwasserreinigung haben wie z.B. die Veränderung der Säurekapazität und den Mehranfall an Feststoffen.

Es ist daher kläranlagenspezifisch zu betrachten, welchem Fällmittel man den Vorzug gibt, um entsprechende Nebeneffekte erzielen zu können bzw. negative Effekte ausschließen zu können. So ist zum Beispiel für eine Kläranlage, die Probleme mit der Säurekapazität (weiches Wasser) hat, eher ein alkalisches Fällmittel geeignet, während eine Kläranlage mit signifikanten Geruchsproblemen zu schwefelwasserstoffbindenden Eisensalzen tendieren sollte.

Tatsache ist, dass nicht das preisgünstigste Fällmittel immer das wirtschaftlichste ist. Oftmals sind nicht nur die Einsparungen durch die so genannten Nebeneffekte um ein vielfaches höher, als die Mehrausgaben für ein teureres Produkt, sondern es überwiegen auch die verfahrenstechnischen Vorteile im Produktvergleich (vgl. Schneider et al., 2005).



6.2.4. Sicherheitsvorschriften beim Umgang mit Fällmitteln

Durch unsachgemäßen Umgang mit Fällmitteln können nicht nur betriebliche Probleme auf der Kläranlage entstehen, sondern auch die Umwelt und die eigene Gesundheit können gefährdet werden. Daher sollten folgende Punkte beim Umgang mit Fällmitteln eingehalten werden (vgl. Schneider et al., 2005):

- Die Beachtung der Einhaltung von Sicherheitsvorschriften, insbesondere das Tragen von Schutzausrüstung beim Umgang mit Fällmitteln ist unbedingt erforderlich.
- Jährliche Unterweisung des Betriebspersonals
- Produktdatenblätter, Sicherheitsdatenblätter (siehe Anlage [V.V](#)), Sicherheitsvorschriften sind vor Ort bereitzuhalten.
- Sicherheitseinrichtungen wie Augenspüle, Wasseranschluss und Leckagewarngeräte sind regelmäßig auf Funktion zu überprüfen.
- Bewährt haben sich Checklisten, in denen sich nach WHG die Überprüfung der Sicherheitseinrichtungen der Fällmittelanlage vor Befüllung dokumentiert und auch die Überwachung des Füllvorganges festgehalten wird.
- Auf druckloses Freiblasen des Füllschlauches nach Beendigung des Füllvorganges ist zu achten.
- Tropfenfänger an den Anschlussstellen haben sich bewährt.
- Qualitätskontrolle des Fällmittels durch Analyse und Vergleich mit den Daten des Produktblattes (Wirksubstanz und Schadstoffe).
- Im Winterbetrieb ist zur Vermeidung von Fällmittelkristallisation bzw. zur Senkung des Fällmittelgefrierpunktes eine bestimmte Zugabe von Wasser notwendig, es empfiehlt sich eine Rücksprache mit dem Hersteller.
- Gelegentlich sollten Übungen durchgeführt werden, wobei Havariefälle wie Brand oder Auslaufen der Lagerbehälter bzw. der Dosierstation angenommen werden.
- Festhalten von Beobachtungen, wie sich der Einsatz von Fällmitteln auf den Klärwerksbetrieb auswirkt, wie z.B. Schlammindex, Klärschlammmenge, Blähschlambekämpfung, Reinigungsleistung und dergleichen.



6.3. Chemische und physikalische Einflussfaktoren auf die Fällung

6.3.1. pH-Wert

Die Löslichkeit der bei der chemisch-physikalischen Phosphatentfernung gebildeten Metallphosphate ist vom pH-Wert abhängig. Die geringste Löslichkeit des FePO_4 liegt im pH-Bereich 5,0 bis 5,5 und die des AlPO_4 im pH-Bereich 6,0 bis 7,0 (siehe [Abbildung 6.5](#)). In diesen Bereichen sind theoretisch die besten Fällungsergebnisse zu erwarten. Die zur chemisch-physikalischen Phosphatentfernung zusätzlich erforderliche Flockenbildung verläuft in diesen pH-Bereichen aber unter Umständen nicht zufrieden stellend.

Im Allgemeinen wird deshalb in der Praxis bei pH-Werten von 6,5 bis 8,5 eine effektive Phosphatentfernung erzielt. In besonderen Fällen ist eine Anhebung des pH-Wertes durch Zugabe von Lauge oder Kalk erforderlich.

Werden für die Fällung keine metallhaltigen Fällmittel, sondern Kalk verwendet, ist für den Erfolg der Fällung nicht die zugegebene Kalkmenge ausschlaggebend, sondern der pH-Wert, der damit erreicht wird. Man unterscheidet den Low- und High-Lime-Prozess.

Bei der Vorfällung mit Kalkhydrat ist bei weichen Wässern nur eine geringe Kalkhydratmenge erforderlich, um hohe pH-Werte zu erreichen. Stark gepufferte Abwässer erfordern dagegen höhere Kalkhydratmengen (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

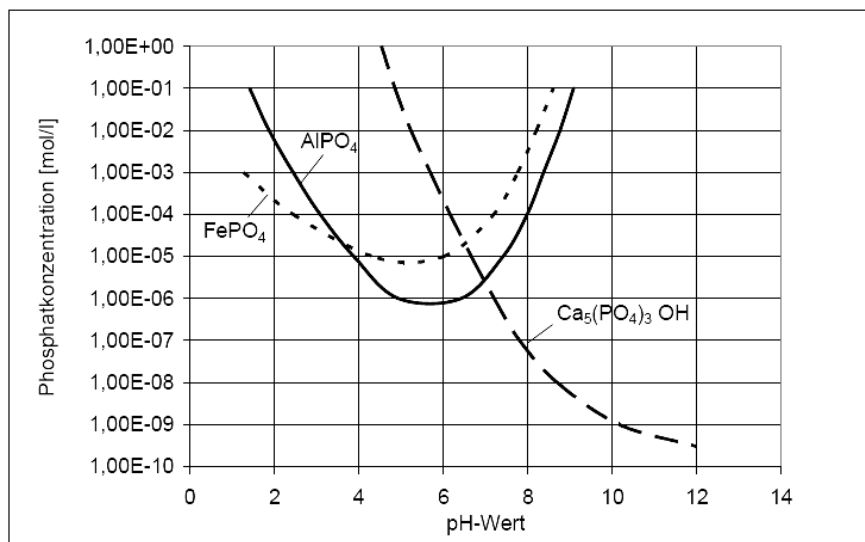


Abbildung 6.5: Löslichkeit verschiedener Phosphate in Abhängigkeit vom pH-Wert (Montag, 2008)

Das Ausmaß der pH-Änderung hängt von der zugegebenen Fällmittelmenge und dem Puffervermögen des Abwassers, gekennzeichnet durch seine Säurekapazität $K_{S4,3}$, ab (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.3.2. Weitere chemische Einflussgrößen

Bei sonst gleicher Abwasserzusammensetzung erhöht sich der Fällmittelbedarf mit (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002):

- zunehmender Trübung (Schwebstoffe und Kolloide) aufgrund parallel stattfindender Flockung,
- zunehmendem Gehalt gelöster organischer Stoffe aufgrund konkurrierender Komplexbildungsreaktionen.



6.3.3. Physikalische Einflussgrößen

Bei der Phosphatfällung und der Flockung sind folgende physikalische Randbedingungen einzuhalten (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002):

- Die Fällmitteleinmischung muss in kürzester Zeit gewährleistet sein; damit wird die direkte Reaktion des Metallions mit dem Phosphation begünstigt. In der praktischen Anwendung ist diese Phase in aller Regel mit derjenigen der Bildung von Mikrofloccen gekoppelt. Die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Mischzone (z.B. Gerinne, Rohr) oder im Mischreaktor sollte ca. eine Minute betragen. Der Energieeintrag ist so zu realisieren, dass eine Leistungsdichte im Bereich von 100 W/m bis 150 W/m erreicht wird.
- Die Leistungsdichte in der Phase der Flockenbildung muss zwar genügend hoch sein, um den erforderlichen Zusammenstoß der Partikel und Mikrofloccen zu ermöglichen, aber auch nicht so hoch, dass schon einmal gebildete Flocken wieder zerstört werden. Technisch wird dies durch Vorsehen einer mehrphasigen Flockenbildung erreicht. Die Reaktionszeit zur Makrofloccenbildung sollte etwa 20 bis 30 Minuten betragen. Die Leistungsdichte wird im Mittel auf ca. 5 W/m eingestellt. Bei mehrstufiger Flockung werden die Flockungsstufen mit abnehmender Energiedichte in Fließrichtung betrieben, während die Aufenthaltszeit in den Teilstufen in etwa gleich groß ist.



6.4. Lagerung- und Dosiertechnik

6.4.1. Allgemeines

Die Fällmittel werden fest, gelöst oder als Suspension geliefert. Abhängig vom Anlieferungszustand und von der Aggressivität, Verklumpungsgefahr, Fließfähigkeit und Abrasion durch ungelöste Bestandteile sind die Anlagen zur Lagerung, eventuellen Lösung und Dosierung zu gestalten. Alle Anlagenteile sollten sowohl säure- als auch laugenbeständig sein. Die Lagerbehälter werden aus Stahl, Beton oder Kunststoff hergestellt. Bei Stahl und Beton ist Korrosionsschutz durch entsprechende zugelassene Beschichtungen erforderlich. Bei flüssigen Fällmitteln kann direkt aus diesen Behältern dosiert werden, bei festen Fällmitteln sind zusätzlich Lösungseinrichtungen, bei Branntkalk auch eine Ablöschvorrichtung vorzusehen. Gegebenenfalls sind die Anlagen oder Teile derselben in Gebäuden unterzubringen. Rohrleitungen werden i.d.R. aus korrosionsbeständigem Kunststoff ausgeführt.

Fällmittel sind wassergefährdende Stoffe im Sinne des § 19g Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Anlagen zum Umgang mit Fällmitteln müssen den Anforderungen der §§ 19g bis 19l WHG entsprechen. Weiterhin gelten § 54 Thüringer Wassergesetz sowie die Thüringer Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe (Thüringer Anlagenverordnung - ThürVAwS). Ansprechpartner für wassergefährdende Stoffe sind die unteren Wasserbehörden in den Landratsämtern und kreisfreien Städten.

[Tabelle 6.4](#) enthält Hinweise zur Beständigkeit verschiedener Werkstoffe gegenüber wässrigen Lösungen der Fällmittel.

Tabelle 6.4: Beständigkeit verschiedener Werkstoffe gegenüber gesättigten Fällmittellösungen bei 20° C (1 = gut beständig, 2 = bedingt beständig, 3 = nicht beständig) (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Werkstoff:	St 35, St 37	1.430 (V2A)	1.457 (V4A)	GG, GGG	Titan	PVC-U	HD PE	GFK
gesättigte Lösung von:								
Eisen(II)-chlorid	3	3	3	3	1	1	1	2
Eisen(III)-chlorid	3	3	3	3	1	1	1	2
Eisen(III)-chloridsulfat	3	3	2	3	1	1	1	2
Eisen(II)-sulfat	3	2	1	3	1	1	1	1
Natriumaluminat	1	1	1	1	1	1	1	1
Aluminiumchlorid	3	3	2	3	1	1	1	1
Aluminiumsulfat	3	2	1	3	1	1	1	1
Aluminiumhydroxidchlorid	3	2	2	3	1	1	1	1
Kalkmilch	1	1	1	1	1	1	1	1

Komplette und vorschriftsmäßige Dosierstationen werden von einschlägigen Fachfirmen und den Fällmittellieferanten angeboten. Es ist darauf zu achten, dass die Behälter einen bauaufsichtlichen Verwendbarkeitsnachweis besitzen, d.h. entweder nach Bauregelliste A, Teil 1, Nr. 15 geeignet sind oder nach allgemein bauaufsichtlicher Zulassung. Fällmittel sind Gefahrstoffe im Sinne § 3 des Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz - ChemG) und des § 4 der Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Gefahrstoffverordnung - GefStoffV) (ATV-DVWK-A 202, 2002).

Die gebräuchlichen Fällmittel sind mit ihren wichtigen physikalischen und chemischen Daten in der [Tabelle A 3](#) unter der Anlage [V.VI](#) zusammengefasst. Die Löslichkeit, Dichte und Viskosität hängen stark von der Temperatur und dem Wirkstoffgehalt ab und stellen deshalb besondere Anforderungen an die Dosiereinrichtungen.

Sicherheitsvorkehrungen, Not-Aus-Schalter, Augenspülung oder Schutzausrüstung müssen vor Ort ebenso zur Verfügung stehen wie Sicherheitsdatenblätter, Unfallverhütungsvorschriften und ein anlagenspezifischer Alarmplan (Schneider et al., 2005).

In folgenden Kapiteln werden zunächst allgemeingültige Hinweise zu

- Abfüllplatz (Kapitel [6.4.2](#)),
- Vorratsbehälter (Kapitel [6.4.3](#)) und
- Dosiereinrichtungen (Kapitel [6.4.4](#))

gegeben, darüber hinaus folgt in Kapitel [6.4.5](#) eine detaillierte Beschreibung der Lagerung und Dosierung in Abhängigkeit von der Lieferform des Fällmittels

Beispiele für Lagerung- und Dosiertechnik sind in Anlage [V.VII](#) in Form von Bildern zu sehen. Anhand von guten und schlechten Lösungen aus der Praxis wird unterstrichen, worauf bei der Lagerung- und Dosiertechnik zu achten ist.



6.4.2. Abfüllplatz

Die Bodenfläche zwischen Behälteranschluss und Tankwagenanschluss muss so beschaffen sein, dass evtl. austretendes Flüssigfällmittel aufgefangen werden kann und nicht ins Regenwasser gelangt.

Die Ausführung erfolgt in der Regel als undurchlässige, säurefeste Gussasphaltdecke mit Gefälle zu einem abschiebbaren Kanaleinlaufschacht. Dieser ist korrosionsgeschützt auszuliegen und nur beim Abtankvorgang geschlossen zu halten (Kronos, 2002).



6.4.3. Vorratsbehälter

Es empfiehlt sich, die Vorratsbehälter ausreichend groß zu dimensionieren. Die Bevorratungsmenge sollte mindestens so groß sein, dass sie für einen Bedarf für vier Wochen ausreicht. Das Fassungsvermögen des Lagerbehälters sollte etwa $\frac{1}{3}$ höher sein, als das eines üblichen Tankzuges (25 m^3). Zum einen spart man Transportkosten, wenn man einen vollen Tankzug bestellen kann, zum anderen hat man mehr zeitlichen Spielraum für die Fällmitteldisposition. Auf eine ausreichende Reserve entsprechend dem Bedarf an Wochenenden und Feiertagen ist zu achten.

Allerdings ist es bei kleinen Anlagen nicht sinnvoll, sehr große Lagerbehälter zu installieren, da hier bei einer Vollfüllung das Fällmittel zu lange gelagert werden muss. Dies ist insbesondere bei Natriumaluminaten und rieselfähigen Fällmitteln zu beachten. Obwohl bei kleineren Lagerbehältern und kleineren Anlieferungschargen höhere Kosten entstehen, sind die Investitionskosten kleinerer Behälter geringer und der Betrieb einfacher.

Rieselfähige Fällmittel neigen bei längerer Lagerung zur Materialverdichtung und -verfestigung (Brückenbildung). Deshalb sind insbesondere auch bei hygroskopischen Produkten spezielle Maßnahmen bei der Lagerung erforderlich (s. Kapitel [6.4.5](#)). Auch Natriumaluminat sind in der Regel nicht länger als sechs Monate stabil, anschließend kann es hier zu Ausfällungen und Verfestigungen kommen (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

Außerdem ist in Erwägung zu ziehen, dass man gegebenenfalls das Fällmittel wechselt, wobei eventuell andere Fällmittelmengen benötigt werden.

Runde Lagerbehälter sind aus Belastungsgrößen ovalen Behältern (Rissgefahr) vorzuziehen.

Hinweisschilder über den gelagerten Inhalt, entsprechende Warnsymbole und Sicherheitshinweise sind am Behälter deutlich anzubringen (vgl. Schneider et al., 2005).



6.4.4. Dosiereinrichtungen

Die Dosiereinrichtungen und die damit verbundenen Rohrleitungen müssen den Anforderungen der VAwS genügen. Auch im Hinblick auf die eingesetzten Werkstoffe sind die gleichen Anforderungen zu stellen wie für die Anlagen zum Lösen (sog. HBV-Anlagen: Herstellen Behandeln Verwenden) und Lagern (sog. LAU-Anlagen: Lagern Abfüllen Umschlagen).

Da die Dosiereinrichtung als Stellglied wirkt, ist ihr Förderbereich auf die benötigte Förderleistung im Ist- und Sollzustand (Ausbauzustand) abzustimmen. Häufig wird eine zu hohe Dosierleistung angesetzt, wodurch die Dosiergenauigkeit im unteren Betriebsbereich beeinträchtigt wird bzw. immer zu hohe Fällmittelmengen eingebracht werden. Die höchste Dosierleistung pro Stunde sollte deshalb nicht mehr als 15 % der Tagesleistung betragen. Falls die Pumpe zu groß bemessen ist, kann notfalls eine intermittierende Dosierung den Fällmittelverbrauch weiter senken. Ausnahmen bilden hier Anlagen mit gezielter biologischer Phosphatelimination. Hier kann ggf. sogar eine separate Pumpe zur Spitzenlastabdeckung sinnvoll sein.

Die Fällmittel werden im Allgemeinen durch Dosierpumpen oder im freien Gefälle, z.B. aus einem Niveaugefäß, durch Armaturen dosiert. Bei Anlagen mit mehreren Dosierstellen empfiehlt es sich, aus einer Ringleitung zu dosieren, um eine gleichmäßige Verteilung zu gewährleisten und Inkrustierungen zu vermeiden. Ringleitungen sollten auch bei Suspensionen eingesetzt werden, die zum Absetzen neigen. Als Dosierpumpen kommen vor allem Verdrängerpumpen, wie Membranpumpen, Kolbenmembranpumpen und Exzentrerschneckenpumpen sowie seltener auch Schlauchpumpen zum Einsatz. Aufgrund ihrer Bauart halten Verdrängerpumpen die von der Steuerung bzw. Regelung vorgegebenen Dosiermengen (Sollwerte) mit hoher Genauigkeit ein. Für die Kreislaufführung werden vorwiegend Kreisell- und Exzentrerschneckenpumpen eingesetzt.

Anschlüsse zum Spülen, Entlüften und Entleeren, beim An- und Abfahren sind in ausreichender Anzahl zu installieren. Sie sollten an den Stellen eingebaut werden, an denen Ablagerungen und Ausfällungen auftreten können.

Außen verlegte Rohrleitungen sind zu isolieren und ggf. mit Begleitheizung auszurüsten. Bei frostfreier Verlegung im Erdboden kann darauf verzichtet werden. Sie sind grundsätzlich als Rohr-in-Rohr-System auszuführen, die Gefälle zu einem einsehbaren Auslauf oder Schacht haben. Sie sind vor der Inbetriebnahme und anschließend nach Maßgabe der geltenden VawS zu überprüfen.

Der Förderstrom wird bei Verdrängerpumpen je nach System durch die Drehzahl, den Kolbenhub oder die Hubzahl beeinflusst, bei Exzentrerschneckenpumpen durch die Drehzahl, bei Absperrarmaturen durch die Dauer der Öffnungszeit und bei Regelarmaturen durch den Öffnungsgrad.

Die Dosier- und Kreislaufpumpen sollten möglichst in unmittelbarer Nähe der Lagerbehälter aufgestellt werden, um kurze Saugleitungen zu erhalten. Die Saugleitung sollte grundsätzlich mindestens eine Nennweite größer als die Druckleitung ausgeführt werden. Bei Kolben- und Kolbenmembranpumpen verbessern Pulsationsdämpfer das Betriebsverhalten.

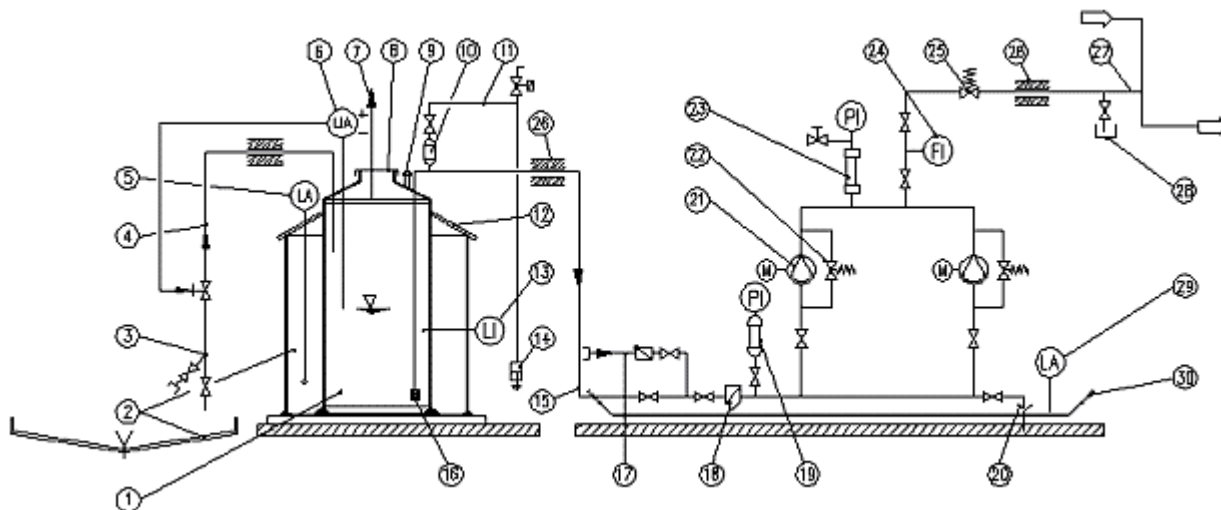
Bei der Dosierung mittels Pumpen ist auf der Druckseite für einen ausreichenden Gegendruck zu sorgen. Bei mehreren Dosierstellen und unterschiedlichen Förderhöhen ist der Druckabfall zu beachten. Daher sind entsprechende Maßnahmen, wie Druckhalteventile oder getrennte Dosierpumpen, vorzusehen. Für die Auslegung ist zu beachten, dass die Leistungsdaten der Dosiereinrichtungen auf Reinwasser bezogen sind, Fällmittel aber eine höhere Viskosität und Dichte haben. Insbesondere die unterschiedliche Viskosität der Fällmittel in Abhängigkeit von Temperatur und Metallgehalt wird oft nicht beachtet. Anzumerken ist dabei insbesondere die im Vergleich zu Eisensalzen hohe Viskosität von Natriumaluminaten bei höherem Al-Gehalt (ca. 10 %) und niedrigen Fällmitteltemperaturen (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

Es empfiehlt sich eine eindeutige Beschriftung der Rohrleitungen, Armaturen und der Dosierwege des Fällmittels (vgl. Schneider et al., 2005).



6.4.5. Lagerung und Dosierung der unterschiedlichen Fällmittel

6.4.5.1. Flüssige Fällmittel



Fällmittel Lagerstation:

- 1 Lagerbehälter
- 2 Auffangwanne/Abfüllplatz
- 3 Befüllstation
- 4 Befüllleitung
- 5 Leckwarnanlage
- 5 Standanzeige
- 7 Be- und Entfüllung
- 8 Mannloch
- 9 Überdrucksicherung
- 10 Hebegefäß
- 11 Hebeleitung mit Belüftungsventil
- 12 Regenschutzdach bei Aufstellung im Freien
- 13 Redundante Füllstandsanzeige
- 14 Handvakuumpumpe
- 15 Saugleitung mit Dosierpumpe
- 16 Rückschlagklappe mit Siebkorb

Dosierstation:

- 17 Spülwasseranschluss und alternative Befüllereinrichtung für die Saugleitung
- 18 Sieb
- 19 Saugwindkessel
- 20 Entleerungsmöglichkeit
- 21 Dosierpumpe
- 22 Überströmventil
- 23 Pulsationsdämpfer
- 24 Mengenumessung
- 25 Druckhalteventil
- 26 Schutzrohr und Isolierung
- 27 Dosierstelle
- 28 Auslitergefäß
- 29 Leckageüberwachung
- 30 Auffangwanne

Abbildung 6.6: Lager- und Dosierstation für flüssige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Die notwendige Ausstattung einer Anlage zum Lagern und Dosieren flüssiger Fällmittel zeigt [Abbildung 6.6](#). Dabei ist der Lagerbehälter (1) doppelwandig dargestellt. Einwandige Behälter sind in abflusslosen Auffangwannen mit gleichem Rauminhalt aufzustellen.

Auf folgende Einzelheiten wird hingewiesen:

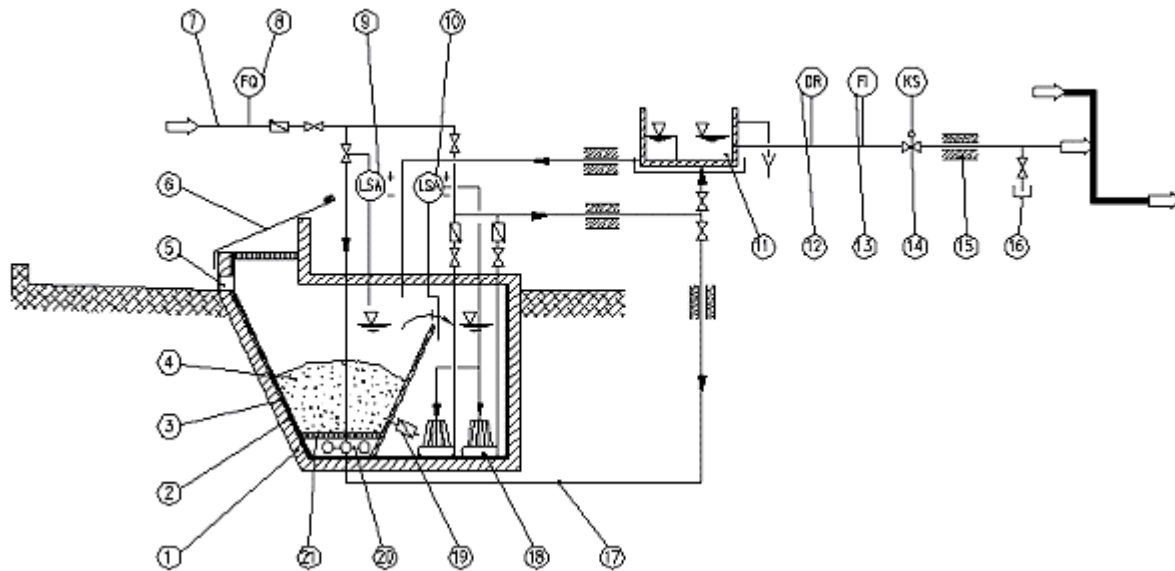
- Einrichtungen zum Anfahren (10,14), die alternativ durch einen Füllanschluss für Betriebswasser ersetzt werden können (17).
- Rückschlagventil mit Siebkorb (16).
- Überströmventil (22) zur Sicherung der Pumpenmembrane und des druckseitigen Rohrleitungssystems.
- Der Förderstrom kann mit Schwebekörperdurchflussmessern oder magnetisch-induktiven Durchflussmessern (MID) bestimmt werden (24). Bei größeren Anlagen ist die kontinuierliche Registrierung des Fällmittelflusses mittels MID aus betrieblichen Gründen sinnvoll. Zumindest sollte zum Auslitern ein Gefäß fest installiert werden, um die Dosierung so in gewissen Zeitabständen einfach überprüfen zu können.
- Leckageüberwachung (29), die Undichtigkeiten in der Dosierstation und dem Rohrleitungssystem anzeigt und die ggf. automatisch auf ein Belüftungsventil in der Saugleitung einwirkt, um ein Leerheben des Tanks zu vermeiden.
- Für die wartungsintensiven Einrichtungen sind Ausbauarmaturen vorzusehen.
- Um Überfüllungen sicher zu vermeiden, sollte stets ein zweites, unabhängiges Messsystem (Grenzwertmelder) installiert werden.
- Bei einem Wechsel des Fällmittels ist das System - insbesondere der Tank - sorgfältig auszuspülen, da Fällmittelreste mit dem neuen Produkt reagieren können (Ausfällungen). Darüber hinaus muss die Anlage für das neue Fällmittel zugelassen sein.

(vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001)

Alternativ können die Flüssigmittel auch in Erdtanks (z.B. Einsumpfbunker) gelagert werden, falls eine zugelassene Leckschutzauskleidung vorhanden ist und keine metallenen Werkstoffe verwendet werden (Kronos, 2002).



6.4.5.2. Nicht rieselfähige Fällmittel



Fällmittel Lagerstation:

- 1 Betonbecken mit Löse- und Vorratskammer
- 2 Leckschutzauskleidung
- 3 Lecküberwachung
- 4 Eisensalz
- 5 Ladeplatz und Entwässerung mit Siebkorb
- 6 Abdeckklappe und Gitterrost
- 7 Zuleitung für Lösewasser
- 8 Volumenstrommesser für Lösewasser
- 9 Zulaufventil mit wasserstandsabhängiger Regelung
- 10 Füllstandsüberwachung mit Not-Aus-Schaltung der Umwälzpumpen

Dosierstation:

- 11 Niveaubehälter für Dosierung (doppelwandig mit Leckageüberwachung)
- 12 Dichtemessung
- 13 Volumenstrommessung
- 14 z.B. Zeitplansteuerung mit Dosierventil
- 15 Schutzrohr mit Isolierung und Leckageüberwachung
- 16 Auslitergefäß
- 17 Umwälzleitung
- 18 Förder- und Umwälzpumpen
- 19 Entleerungsklappe
- 20 Verteilerrohre für Lösewasser
- 21 Gitterrost oder Grobkies

Abbildung 6.7: Lager- und Dosierstation für nicht rieselfähige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)

[Abbildung 6.7](#) zeigt den Systemaufbau einer Anlage zum Dosieren von Eisen(II)-sulfat, in der die Einrichtungen zum Lagern, Lösen des Salzes und zum Bevorraten der Lösung (1) in einer baulichen Einheit zusammengefasst sind.

Auf Folgendes wird gesondert hingewiesen:

- Es ist empfehlenswert, die Abdeckung der Einfüllöffnung (6) zur leichteren Handhabung gewichts- oder federentlastet auszurüsten. Da Fehlschüttungen unvermeidlich sind, sollte das Becken mit durch Siebe gesicherten Öffnungen (5) zum Einleiten der Spülwässer versehen sein. Bei der Planung des Bauwerkes und der Zuwege ist darauf zu achten, dass problemlos angefahren und abgekippt werden kann.
- Um ein Überschwappen von kristallinem Salz während des Befüllens zu vermeiden, muss der Lösebunker vor der Beschickung weitgehend entleert werden (19).
- Der Verbrauch an Fällmittellösung wird automatisch durch die Zufuhr von Lösewasser (7) ergänzt.
- Die Dosierung erfolgt aus dem Niveaubehälter (11). Es ist auf den sorgfältigen Rückhalt des ungelösten Salzes in der Lösekommer zu achten.
- Zum verbesserten Lösen kann es zweckmäßig sein, die Lösung umzupumpen (17, 18).

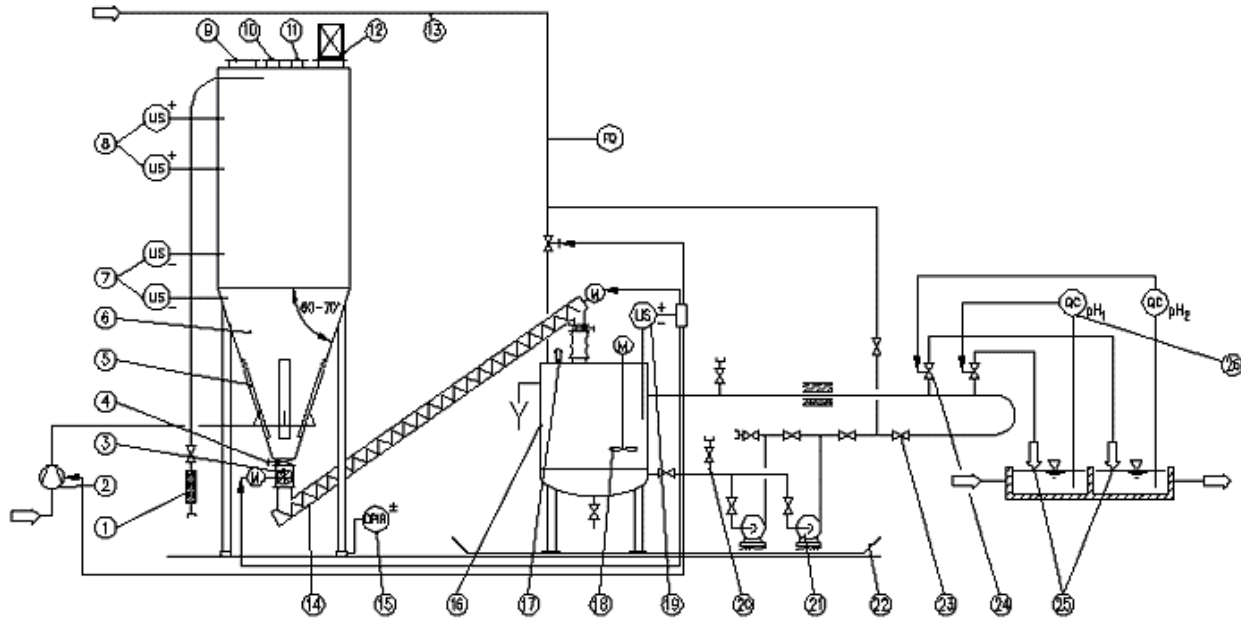
Darüber hinaus sind die letzten fünf Punkte in Kapitel [6.4.5.1](#) zu beachten (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001)

Weiterhin empfiehlt die Firma Kronos Folgendes (vgl. Kronos, 2002):

- Die Temperatur in den Dosierleitungen darf nicht niedriger als im Vorratsbehälter sein. Es kommt sonst zur Auskristallisation durch Übersättigung.
- Die Temperatur der Lösung darf nicht unter -2°C fallen, da es, unabhängig von der Konzentration, zum Einfrieren kommt.
- Die gesättigte Lösung darf nicht zu stark verdünnt werden (der pH-Wert soll 3 nicht überschreiten), da es sonst zur Ausscheidung von Hydroxiden kommen kann.



6.4.5.3. Rieselfähige Fällmittel



Fällmittel Lagerstation:

- 1 Befüllleitung mit Anschlussstutzen und Siebeinsatz
- 2 Gebläse für Auflockerungsluft, ersatzweise mechanische Lockerungseinrichtung
- 3 Zellenradschleuse > DN 300
- 4 Absperrschieber
- 5 Luftkissen
- 5 Kalksilo mit schlankem Austragskonus
- 7 Untere Füllstandsmessung (UAG, UEG)
- 8 Obere Füllstandsmessung (OAG, OEG)
- 9 Mannloch > DN 800
- 10 Unterdruckklappe
- 11 Überdruckklappe
- 12 Abluftfilter ggf. mit Differenzdrucküberwachung
- 13 Betriebswasser

Dosierstation:

- 14 Trockengutförderschnecke
- 15 Kontinuierliche Füllstandsanzeige
- 16 Ansatz- und Vorratsbehälter für Kalkmilch
- 17 Entlüftung
- 18 Rührwerk
- 19 Füllstandsanzeige
- 20 Stutzen zur Säurespülung der Ringleitung
- 21 Umwälzpumpe
- 22 Auffangwanne
- 23 Ringleitung aus flexiblen, gewebeverstärkten Kunststoffschlauch
- 24 Dosierventile
- 25 Dosierstelle
- 26 pH-Wert-Regler

Abbildung 6.8: Lager- und Dosierstation für rieselfähige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)

[Abbildung 6.8](#) zeigt die notwendige Ausstattung zum Lagern, Aufbereiten und Dosieren von Kalkmilch aus Kalkhydrat.

Kalkhydrat wird im Allgemeinen mit Silowagen angeliefert und in den Vorratssilo (6) gefördert. Der Fällmittelaustrag wird pneumatisch über Luftkissen (5) unterstützt. Das Gebläse (2) sollte möglichst direkt am Silo aufgestellt werden. Eine automatische Überwachung der Reinigungsintervalle und eine Differenzdrucküberwachung des Abluftfilters (12) sind empfehlenswert. Der Füllstand wird durch mechanisch wirkende Melder (7, 8), z.B. Drehflügel, Schwinggabel, oder über das Silogewicht durch kontinuierlich messende Geräte (15), z.B. Druckmessdosen, überwacht. Zellradschleusen verhindern das Schießen des Silogutes und dienen als Vorverteiler für die nachgeschaltete Förderschnecke (14) oder eine Behälterwaage. Über die Förderschnecke (14) wird das Gut chargenweise in den Ansetz- und Vorratsbehälter (16) gefördert. Die Zugabe des Verdünnungswassers (13) wird über den Füllstand gesteuert (19). Üblicherweise wird das Silogut, da an den Massefluss keine hohen Genauigkeitsanforderungen gestellt werden müssen, volumenproportional über Dosierschnecken zugeführt. Durch besondere konstruktive Gestaltung, z.B. als Hohlschnecke, gegenläufige Doppelschnecken oder als Dosierschnecke mit überlagerter Dreh- und Axialbewegung, wird eine selbstreinigende Wirkung erzielt und Verkrustungen vorgebeugt.

Aus dem Vorlagebehälter wird die Kalkmilch aus einer Ringleitung (23), z.B. über Gummiquetschventile (24), dosiert.

Das Dosieren von Kalkmilch stellt darüber hinaus besondere Anforderungen:

- Konzentration der Suspension: 5-10 %, höchstens 15 %.
- Bei mehreren Dosierstellen sowie langen Transportwegen wird zweckmäßigerweise aus einer Ringleitung dosiert. In dieser wird die Suspension umgepumpt, um eine Sedimentation zu vermeiden.
- Ring- und Dosierleitungen werden zweckmäßig aus gewebeverstärktem Kunststoffschlauch ($\varnothing > 1$, Krümmungsradius > 5 facher \varnothing) ausgeführt. Einbauten und Querschnittsveränderungen sind zu vermeiden; Strömungsgeschwindigkeit $> 1,5$ m/s.
- Dosierleitungsabgänge aus der Ringleitung dürfen nur nach oben abzweigen, um ein Sedimentieren der Kalkmilch zu vermeiden.
- Als Dosierarmaturen haben sich Gummi-Quetschventile bewährt.
- Dosierleitungen sollten möglichst unter dem Wasserspiegel auslaufen.
- Ringleitungen sollen immer gefüllt sein, bei Stillstand mit Wasser. Lange Dosierleitungen sollten nach Abschluss der Dosierung mit Wasser gespült werden.
- Anschlüsse zum Säubern des Leitungssystems sind vorzusehen.

Darüber hinaus sind die Anforderungen aus den letzten drei Punkten in Kapitel [6.4.5.1](#) sinngemäß zu beachten.

Nachfolgend sei noch auf einige Besonderheiten bei rieselfähigen Fällmitteln hingewiesen:

- Bei der Lagerung von rieselfähigem Eisen(II)-sulfat und Eisen(III)-chlorid ist ein Sonnenschutz der Silos erforderlich, da die Produkte ab ca. 40° C zum Verklumpen neigen.
- Bei hygroskopischen Fällmitteln ist die Austrittsöffnung der Trockengutförderschnecke (14), das Schneckenmaul, gegen Verbackungen besonders empfindlich, da hier die aus dem darunterliegenden Lösebehälter aufsteigende feuchte Luft kondensiert. In diesem Fall sollte eine Begleitheizung und ein automatischer Schieber unterhalb der Schneckenaustrittsöffnung vorgesehen werden. Grundsätzlich muss aber das Schneckenmaul leicht zugänglich sein, um evtl. erforderliche Reinigungsarbeiten einfach durchführen zu können.

(vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001)



6.4.6. Messung der Fällmittelkonzentration

Die Fällmitteldichte und -konzentration sind linear voneinander abhängig. Demnach kann die Dichte verwendet werden, um den Salzgehalt der Fällmittellösung zu ermitteln. Dies kann von Hand diskontinuierlich mittels Spindelmessung nach Beaum, kontinuierlich durch eine Differenzdruckmessung oder einen Massedurchflussmesser nach dem Coriolisprinzip geschehen. Die Konzentration der Wirksubstanz ist dem Datenblatt des jeweiligen Lieferanten zu entnehmen (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).



6.5. Dosierstellen

Grundsätzlich ist die Art des Dosierens zentral für die Effizienz des eingesetzten Fällmittels, so dass bei jeder Installation eine Optimierung des Eintrags erfolgen sollte. Auch in Hinblick auf eine Steigerung der Eliminationsrate sollte vor Erhöhung des Fällmitteleinsatzes eine Optimierung der Dosierung vorgenommen werden.

Die Anordnung der Dosierstelle und die Fällmitteldosierung sind verfahrensabhängig. Entsprechende Erläuterungen werden in Kapitel [6.6](#) bei der Beschreibung der einzelnen Fällungsverfahren gegeben (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

Im Zusammenhang mit Mess- und Regelkonzepten sind Zwangspunkte für die Dosierstellen gegeben (vgl. Kapitel [8.2.2](#)).

Für die Auswahl der Dosierstellen gelten folgende Kriterien (vgl. LWA, 1989):

- Gute Einmischbedingungen (große Turbulenzen, hoher Energieeintrag)
- Kurze Entfernung von der Lager- und Dosiervorrichtung
- Gut zugänglich und sichtbar

Für die chemische Reaktion bei der chemischen P-Elimination ist eine schnelle, energieintensive Einmischung der Fällmittel in das Abwasser notwendig. Die Flockung selbst erfordert dagegen nur einen sehr geringen Energieeintrag. Häufig sind auf einer Kläranlage Stellen zu finden, an denen die Einmischung ohne zusätzlichen Energieeintrag gesichert ist. Es können z.B. Überfälle dazu genutzt werden. Gegebenenfalls kann aber auch durch den Einbau von Schikanen oder zusätzliche Energiezufuhr (z.B. Einsatz von Pumpen) die erforderliche Turbulenz erzeugt werden. Alternativ ist die Fällmittelausnutzung auch dadurch zu verbessern, dass das Fällmittel an mehreren Stellen des Belebungsbeckens oder über die gesamte Gerinnebreite in das Abwasser dosiert wird. Auf größeren Anlagen kann bei Neubaumaßnahmen die Erstellung eines separaten Fällungs- und Flockungsreaktors sinnvoll sein (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

In jedem Fall ist auf ausreichende Durchmischung und Flockung zu achten. Wenn keine Stelle mit ausreichender Turbulenz vorhanden ist (Wechselsprung, Absturz), kann der Wirkungsgrad durch Erhöhung der Leistungsdichte beim Einmischen des Fällmittels an der Dosierstelle erheblich verbessert werden.

Bevorzugte Dosierstellen, die diesen Anforderungen genügen, sind der Dükereinlauf zum runden Vor- oder Nachklärbecken mit hoher Turbulenz im Düker und geringer Turbulenz im Mittelbauwerk.

In Rinnen kann die Einmischung durch Einbau von Schikanen oder den Betrieb einer Tauchpumpe oder eines Propellers verbessert werden. Enthält das Abwasser an der Dosierstelle keine Grobstoffe, die zu Verstopfungen führen können, sind auch statische Mischer geeignet (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

Hier eine Auflistung geeigneter Dosierstellen um eine gute Einmischung zu gewährleisten:

- hydraulischer Wechselsprung
- Querschnittserweiterungen,
- Toskammern von Wehren,
- Absturzbauwerke
- oder Zusammenführung von Teilströmen,
- Einbau von Rührern mit hoher Drehzahl,
- Einbau von Blenden und statischen Mischern,
- Schneckenpumpwerk (Flockungsfiltration),
- druckseitige Turbulenz von Pumpen
- sowie belüftete Fließstrecken (Fe^{2+})

[Abbildung 6.9](#) zeigt Beispiele für gute Bedingungen zur Einbringung des Fällmittels.

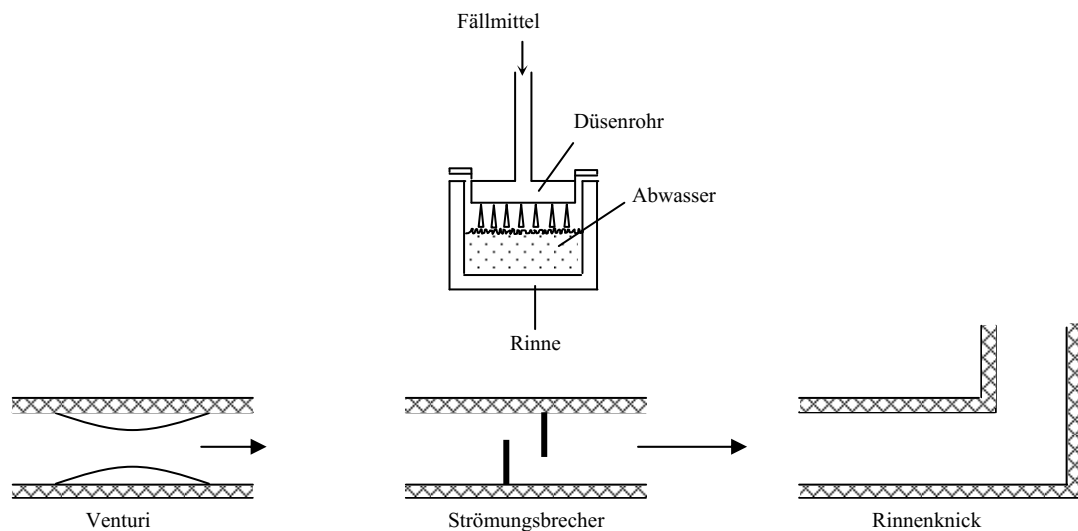


Abbildung 6.9: Günstige Bedingungen für die Einbringung des Fällmittels in das Abwasser (Gleisberg, 1988, verändert)

Bei den an der Umfrage in Thüringen (Fragebogen, 2008) beteiligten Kläranlagen, gaben 20 Anlagen Auskunft über die Gewährleistung der Einmischung. [Abbildung 6.10](#) zeigt die prozentuale Verteilung der gewählten Methoden. Bei 35 % der Anlagen gewährleistet der hydraulische Wechselsprung die Einmischung und bei 30 % werden Rührwerke eingesetzt. 10 % nutzen die druckseitige Turbulenz von Pumpen. Rohrflockung, belüftete Fließstrecken und statische Mischer werden nur bei 5 % zur Einmischung gewählt.

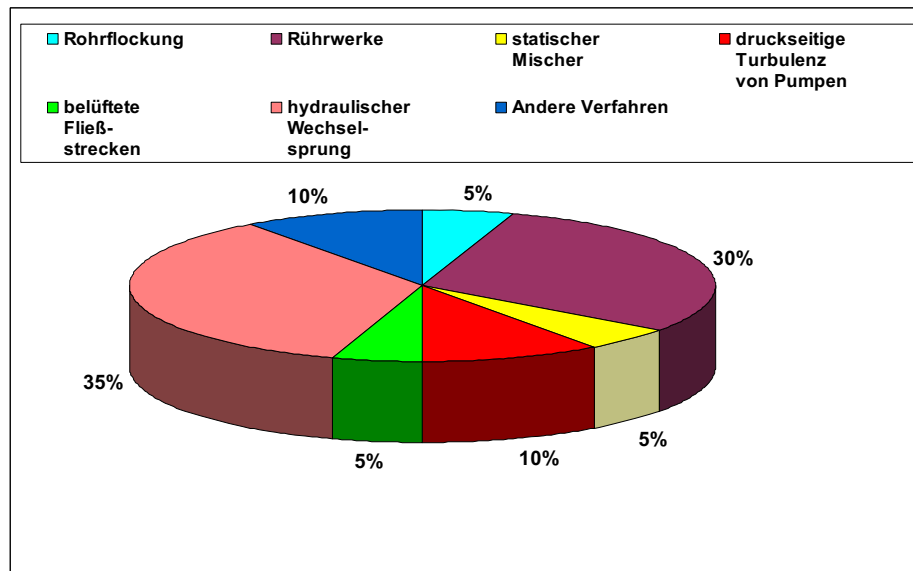


Abbildung 6.10: Gewährleistung der Einmischung (Fragebogen, 2008)

Im Zuge von Neu- und Umbauten von Kläranlagen bietet sich oftmals an, Leerrohre zu verschiedenen Dosierstellen zu verlegen, um später flexibel die Dosierstellen ohne großen Aufwand wechseln zu können. Der Innendurchmesser dieser Rohre sollte NW 80 sein. Es hat sich bewährt, einen Schleppdraht einzuziehen.

Eine Mehrpunktfällung kann auch in Betracht gezogen werden. Dabei ist zu beachten, dass jede Dosierstelle einen separaten Fällmittelstrang mit eigener Pumpe und möglichst mit Durchflussmessung hat und nicht einfach nur abgezweigt wird, da sonst die Einregulierung der Fällmittelmenge problematisch ist.

An der Dosierstelle sind Einrichtungen (Entnahmehahn, Druckhalteventil) vorzuziehen, damit ein genaues Auslitern der Fällmittelmenge möglich ist.

Nach Möglichkeit ist auch an der Dosierstelle ein Frischwasseranschluss zu installieren, damit bei Verunreinigungen und zur Soforthilfe unmittelbar Wasser zur Verfügung steht (vgl. Schneider et al., 2005).

In Anlage [V.VIII](#) werden anhand von Bildern gute und schlechte Lösungen für Dosierstellen aufgezeigt.



6.6. Verfahren der chemischen P-Elimination

Die chemischen Fällungsverfahren werden im Prinzip nach dem Einsatzort des Fällmittels unterschieden und wie folgt definiert:

- Vorfällung (siehe Kapitel [6.6.1](#)),
- Simultanfällung (siehe Kapitel [6.6.2](#)),
- Nachfällung (siehe Kapitel [6.6.3](#)) und die
- Flockungsfiltration (siehe Kapitel [6.6.4](#))

Bei der Vorfällung werden die Fällungsprodukte im Vorklärbecken und bei der Simultanfällung im Nachklärbecken abgeschieden. Die Fällungsprodukte werden bei der Nachfällung und bei der Flockungsfiltration mit selbständigen Stufen (Sedimentation, Flotation oder Filtration) abgetrennt. Grundsätzlich können diese Verfahren auch kombiniert werden (zweistufige Fällung oder Zweipunktfällung), z.B. Vorfällung und Simultanfällung oder Simultanfällung und Nachfällung (siehe Kapitel [6.6.5](#)).

Neben diesen Arten der Fällung gibt es noch die Zwischenfällung, bei der das Fällmittel in den Ablauf eines Tauch- oder Tropfkörpers dosiert und gemeinsam mit dem Überschussschlamm(ÜS) aus der Nachklärung entnommen wird (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.6.1. Vorfällung

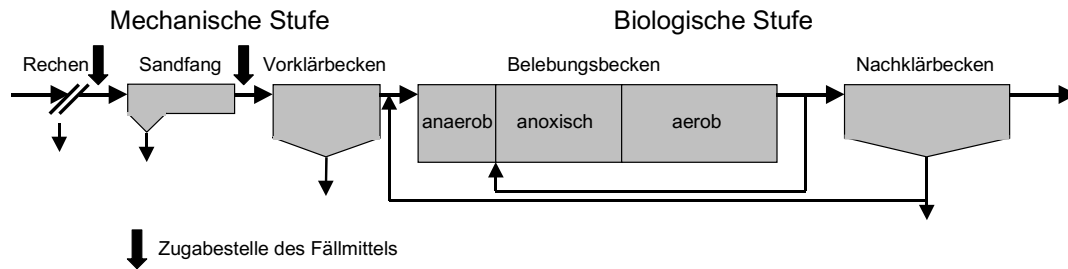


Abbildung 6.11: Dosierstellen Vorfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)

Beim Verfahren der Vorfällung ([Abbildung 6.11](#)) werden die Fällmittel vor dem Vorklärbecken oder vor dem Sandfang zugegeben. Die Fällungsprodukte werden im Vorklärbecken abgetrennt.

Bei diesem Verfahren werden neben den Phosphaten auch organische und abfiltrierbare Stoffe entfernt, was zu einer Verringerung des BSB_5/N -Verhältnisses führt. Die nachfolgende Nitrifikation wird dadurch erleichtert, die Denitrifikation erschwert. Wegen der negativen Auswirkung auf die Denitrifikation kommt dieses Verfahren nur selten zur Anwendung. Bei höheren Anteilen von Industrieabwasser mit hohen BSB_5 - und Phosphorkonzentrationen oder einer nachgeschalteten Festbettanlage kann allerdings dieses Verfahren durchaus sinnvoll zur Entlastung der biologischen Stufe eingesetzt werden (Entlastungsflockung). Es ist auf jeden Fall darauf zu achten, dass für den anschließenden biologischen Prozess noch genügend Phosphor im Abwasser verbleibt.

Bei Biofiltern als Hauptstufe ist die Vorfällung die einzige Möglichkeit, Phosphate zu entfernen, evtl. auch als Zweipunktfällung (Vorfällung und Flockungsfiltration).

Kalkhydrat wird bis zu pH-Werten von 9,5 eingesetzt, Eisen(II)-Salze nur in Verbindung mit einem belüfteten Sandfang (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002 und ATV-DVWK-M 206, 2001).



6.6.2. Simultanfällung

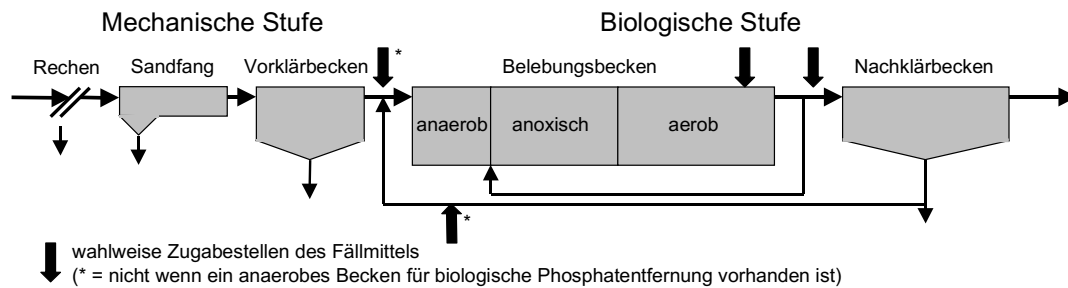


Abbildung 6.12: Dosierstellen Simultanfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)

Bei der Simultanfällung ([Abbildung 6.12](#)) erfolgt die Zugabe des Fällmittels beim Belebungsverfahren wahlweise vor dem Belebungsbecken, in das Belebungsbecken, in den Zulauf zum Nachklärbecken oder in den Rücklaufschlamm. Die Zugabe der Fällmittel für die zur biologischen Phosphatentfernung ergänzende Simultanfällung sollte entweder in den Zulauf des Nachklärbeckens (nur dreiwertige Fällmittel) oder in das Belebungsbecken und nicht in den Zulauf des Belebungsbeckens oder in den Rücklaufschlamm erfolgen (ATV-DVWK-A 202, 2002).

Zur Simultanfällung können alle handelsüblichen Fällungskemikalien verwendet eingesetzt werden, Einschränkungen bezüglich des Dosierortes bestehen lediglich bei Kalkhydrat und Fe(II)-Verbindungen. Bei Verwendung von Fe²⁺-Verbindungen wird vom Übergangsbereich Belebungs- Nachklärung ohne Vorversuche abgeraten, da hier eventuell nicht ausreichend Sauerstoff bzw. Zeit zur Aufoxodation zur Verfügung steht (vgl. Schneider et al., 2005).

Bei Verwendung von dreiwertigen Eisensalzen hat sich die Dosierstelle Zulauf Nachklärbecken als günstig erwiesen.

Die Umfrage in Thüringen (Fragebogen, 2008) hat ergeben, dass von insgesamt 24 Anlagen mit Simultanfällung 53 % den Zulauf ins Belebungsbecken als Dosierstelle gewählt haben. 21 % dosieren in den Zulauf zum Nachklärbecken, 13 % direkt in das Belebungsbecken und ebenfalls 13 % in den Rücklaufschlamm (siehe [Abbildung 6.13](#)).

[Abbildung 6.14](#) zeigt die Auswertung einer Erhebung aus den Jahren 1998 bis 2000. 319 Anlagen mit Simultanfällung machten Angaben zu der Dosierstelle (vgl. ATV-DVWK, 2004). Auch hier wird vorrangig in den Zulauf der Belebungs (46 %) dosiert.

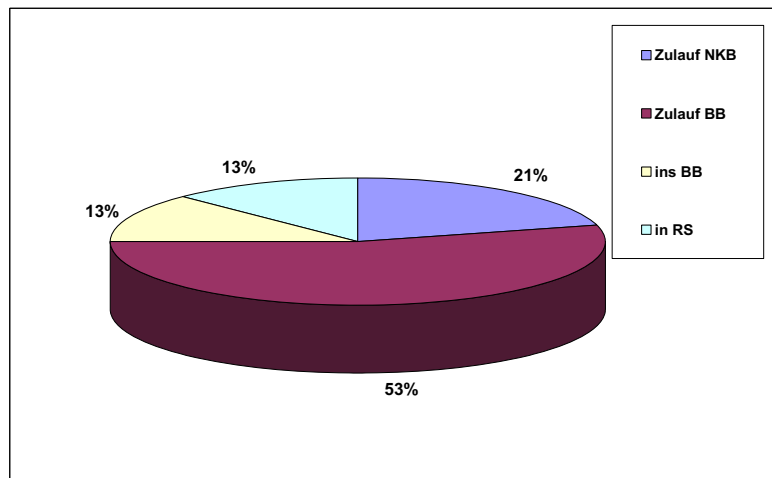


Abbildung 6.13: Dosierstellen bei der Simultanfällung (Fragebogen, 2008)

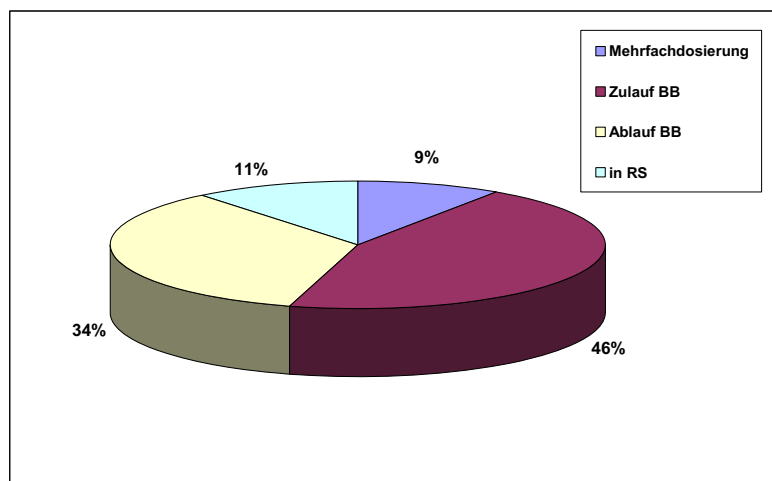


Abbildung 6.14: Dosierstellen bei der Simultanfällung (ausgewertet nach ATV-DVWK, 2004)

Neben einer guten Ausnutzung des Fällmittels infolge der Rezirkulation stellt sich als positive Nebenwirkung bei der Simultanfällung häufig eine Verbesserung des Schlammindex ein. Durch die Fällmittelzugabe wird der anorganische Anteil des Feststoffgehaltes im Belebungsbecken erhöht (siehe Kapitel [6.9](#) und Kapitel [6.9.2](#)).

Die Fällungsprodukte bleiben für die Dauer des Schlammalters im Belebungsbecken und können während dieser Zeit hohe Phosphatspitzen abpuffern. Die Pufferfähigkeit kann durch eine minimale Grundlastdosierung sichergestellt werden. Die Abtrennung der Flocken findet im Nachklärbecken statt.

Die heute üblichen P-Konzentrationen im Abwasser erlauben es zumeist, mit dieser einfach durchzuführenden Methode bei ausreichender Leistungsfähigkeit der Nachklärung die geforderten Überwachungswerte von 2 mg/l bzw. 1 mg/l einzuhalten.

Werden im Hinblick auf ein besonders leistungsschwaches Einleiter-Gewässer noch niedrigere P-Konzentrationen gefordert, müssen meist zusätzliche Maßnahmen getroffen werden. Solche sind:

- Filtration, Siebung o. . zur Abtrennung von Suspensa; Schönungsteiche können dies ebenfalls unterstützen.
- Nachfällung in Form der Flockungsfiltration (siehe Kapitel [6.6.4](#)).
- Konventionelle Nachfällung als zweite Stufe (siehe Kapitel [6.6.5](#)).

Beim Tropfkörperverfahren und bei rotierenden Tauchkörpern werden die Fällmittel ausschließlich in den Zulauf zum Nachklärbecken dosiert.

Als Besonderheit muss bei Verfahren, die einen Biofilm anstatt suspendierter Biomasse für den biologischen Abbau nutzen, erwähnt werden, dass es durch Fällmitteldosierung auf den Biofilm-Reaktor zur Maskierung und Verockerung des Biofilms kommen kann. Dabei wird die Aktivität der Organismen durch eine vom Fällmittel verursachte Schicht gestört.

(vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002 und ATV-DVWK-M 206, 2001).



6.6.3. Nachfällung

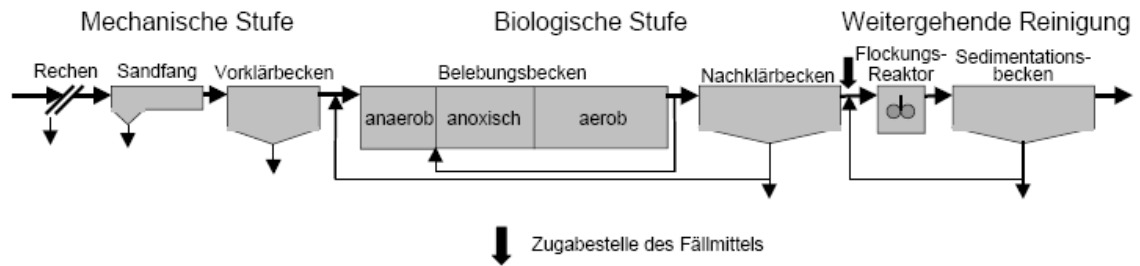


Abbildung 6.15: Dosierstellen Nachfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)

Die Fällmittel werden bei der Nachfällung ([Abbildung 6.15](#)) in den Einlauf der nachgeschalteten Trennstufe gegeben, wobei die Einmischung im Gerinne mit entsprechenden Einbauten (statische oder dynamische Mischer) oder in getrennte Mischreaktoren erfolgt. Für die Ausbildung der abtrennbaren Flocken ist ein Flockungsbecken erforderlich.

Die Flocken werden durch Sedimentation in einem Absetzbecken oder Lamellenseparator oder durch Flotation abgeschieden. Bei sedimentativen Abtrennverfahren kann durch Rückführung des gefällten Schlammes in die Flockungsstufe der Flockungsprozess verbessert werden.

Die Nachfällungsstufe bildet eine eigene Prozesseinheit und beeinflusst die vorgeschalteten Prozesse kaum. Darüber hinaus sind die Schwankungen in der Zulaufkonzentration relativ gering, und damit ist eine bessere Anpassung der Fällmitteldosierung möglich (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

Eine alleinige Nachfällung ist heutzutage nicht üblich.

Nachteilig ist der hohe Investitions- und Betriebsaufwand, da zusätzliche Reaktoren erstellt und betrieben werden müssen. Zudem ist die erreichbare P-Konzentration geringer als bei der Flockungsfiltration, welche eine Sonderform der Nachfällung darstellt (siehe Kapitel [6.6.4](#)).



6.6.4. Flockungsfiltration

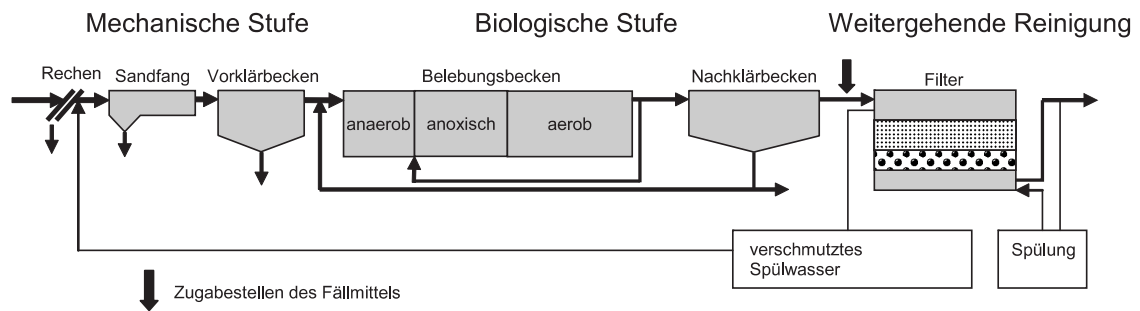


Abbildung 6.16: Dosierstellen Flockungsfiltration (in Kombination mit Bio-P, bei Vor- und Simultanfällung siehe Abbildung 1 und 2) (ATV-DVWK-A 202, 2002)

Die Flockungsfiltration ([Abbildung 6.16](#)) sollte zur weitgehenden Phosphorelimination nur nach Vorfällung oder Simultanfällung in der vorhergehenden mechanisch-biologischen Abwasserreinigung oder nach einer biologisch verstärkten Phosphorelimination mit mittleren Ablaufwerten $< 2 \text{ mg/l } P_{\text{ges}}$ eingesetzt werden, um unwirtschaftlich geringe Filterstandzeiten infolge der zusätzlichen Beladung zu verhindern. Als Chemikalien werden für die Flockungsfiltration vorwiegend Fe^{3+} -Salze oder Aluminiumverbindungen, und ergänzend zeitweise oder ständig zudosierte Flockungshilfsmittel eingesetzt. Als Richtwert kann ein Molverhältnis Fe/P (β -Wert) von 2 bis 3 angenommen werden (vgl. ATV-DVWK-A 203, 1995).

Die Dosierung der Fällmittel erfolgt in den Zulauf des Flockungsfilters. Nach vorliegenden Erfahrungen können mit der Flockungsfiltration Überwachungswerte von $0,5 \text{ mg/l P}$ eingehalten werden. Bei günstigen Rahmenbedingungen können auch niedrigere Überwachungswerte eingehalten werden. Die Makroflockenbildung kann durch die Zugabe von organischen Polymeren unterstützt werden. Allerdings kann es bei Dosierung von Polymeren zu betrieblichen Problemen kommen (Verklebungen), weshalb in der Praxis weniger eingesetzt werden. Weitere Informationen zum Einsatz von Polymeren enthält das Merkblatt ATV-DVWK-M 274.

Das Fällungsmittel wird intensiv mit dem Abwasser gemischt. Der einstellbare Energieeintrag bei der Intensivmischung muss auf den Filter sehr sorgfältig abgestimmt sein.

Die Flockung findet im Filterbett statt, begünstigt durch die Mischvorgänge bei der Durchströmung des Filterbettes.

Die Filtrationswirkung beruht auf vielen unterschiedlichen Vorgängen physikalischer, chemischer oder biologischer Art. Dazu gehören:

- der Rückhalt größerer Partikel durch Siebeffekte zwischen den Körnern,
- der Rückhalt kleinerer Partikel an der Oberfläche des Filtermediums oder an bereits abgelagerten Partikeln infolge Sedimentation, Massenträgheit, Diffusion, van der Waals'scher Kräfte, Sorption u.a..

Die in der Abwasserfiltration eingesetzten Filter lassen sich unterteilen in:

- Raumfilter: üblicherweise Filterbetthöhe 1-2,5 m (Suspensarückhalt im gesamten Filterbett),
- Flächenfilter: Tuchfilter oder Feinkornfilter mit einer Filterschichthöhe bis 30 cm (Suspensarückhalt an der Filteroberfläche: keine biologisch intensivierte Wirkung).

Die Erfahrung hat gezeigt, dass Filteranlagen auch ohne Fällmitteldosierung unabhängig vom Filtertyp und der jeweiligen Ausführungsweise alle zu einer Verringerung der Feinstflockenanteile im Abwasser. Damit wird sowohl eine Verringerung des CSB als auch der P-Konzentrationen erreicht. (vgl. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe 8.3).

Das Verfahren der Flockungsfiltration in Kombination mit der Simultanfällung wird in Deutschland zur Erzielung geringer P_{ges} -Konzentrationen im Kläranlagenablauf bevorzugt, weil hier im Vergleich zur konventionellen Nachfällung weniger Fällschlamm anfällt, der Flächenbedarf geringer ist und ein weitgehend schwebstoffarmer Ablauf ($< 5 \text{ mg/l}$ abfiltrierbare Stoffe) sicher erzielt werden kann (siehe Kapitel [6.6.5](#)) (vgl. Schneider et al., 2005).

[Tabelle 4.1](#) zeigt die Leistungsdaten verschiedener Filtrationsverfahren im Vergleich (da ausschließlich Mittelwerte der verschiedenen Daten angegeben sind, lässt sich der Wirkungsgrad nicht direkt über die Zu- und Ablaufkonzentrationen ermitteln).

Tabelle 6.5: Vergleich der Leistungsdaten verschiedener Filtrationsverfahren, Mittelwerte (Barjenbruch, 1997)

Verfahren	Anzahl	AFS			CSB			ges. P		
		C_o	C_e	η	C_o	C_e	η	C_o	C_e	η
	[-]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[mg/l]	[%]	[mg/l]	[mg/l]	[%]
Tuchfilter	4	20,3	7,6	51	95	39	56	1,5	1,0	86
ASF ¹⁾	4	4,0	0,9	78	72	21	50	1,7	0,7	65
Raumfilter	6	9,2	1,5	79	37	29	28	0,7	0,7	31
Flockungsfilter	34	17,0	4,1	73	38	25	31	1,1	0,3	64
„Biofilter“ ^{1),2)}	8	16,5	5,8	61	36	28	20	0,9	0,4	48
DYNA-Sand ¹⁾	6	14,5	1,5	86	59	35	36	2,0	0,3	79

1) zum Teil im Fällungs-/Flockungsbetrieb

2) Biofilter zur Rest-Nitrifikation vorwiegend BIOFOR

Weitere Informationen zur Flockungsfiltration enthält das Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 203, außerdem ist ein Arbeitsbericht „Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfiltern“ der Arbeitsgruppe 8.3-Abwasserfiltration in Bearbeitung (2008).



6.6.5. Kombinationsfällung

Bei der zweistufigen Fällung werden zwei der in den vorangehenden Abschnitten beschriebenen Verfahren kombiniert (Zweipunktfällung), z.B. als Simultanfällung und Flockungsfiltration, aber auch als Vor- und Simultanfällung, als Vor- und Nachfällung oder als Simultan- und Nachfällung. Dies geschieht aus folgenden Gründen:

- frühzeitige Entlastung nachfolgender Verfahrensstufen,
- wirtschaftlicher Einsatz der Chemikalien (erfahrungsgemäß ist der Gesamtwirkungsgrad bei Zweipunktfällung größer als bei der Dosierung der Gesamtmenge der Chemikalien an einem Zugabepunkt),
- zum Erreichen von wirtschaftlichen Filterlaufzeiten

Eine Regelung oder Steuerung der Dosierung kann auf die 2. Stufe beschränkt werden (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.6.6. Charakterisierung und Bewertung der unterschiedlichen Verfahren zur Fällung

In [Tabelle 6.6](#) sind die Verfahren mit den jeweiligen Dosierstellen, Einmischbedingungen, Orten der Flockenabtrennung und den einhaltbaren Überwachungswerte zusammengestellt.

Tabelle 6.6: Charakterisierung der Verfahren zur Fällung (ATV-DVWK-A 202, 2002, verändert)

	Vorfällung	Simultanfällung	Nachfällung	Flockungsfiltration
einhaltbarer Überwachungswert* (mg/l P)	2	1	0,8-1	0,5
Anhaltswerte zu $\beta_{\text{Fäll}}$	1,2	1,2	1,2/2,5**	2,5**
Dosierstelle(n)	vor Vorklärbecken (z.B. Venturi, belüfteter Sandfang)	vor / in / nach Belebungsbecken, nach Tropf- oder Tauchkörper	nach Nachklärbecken	vor Filter oder zweifach: vor Filter und wie bei Simultan- oder Vorfällung
Einmischung	Stellen hoher Turbulenz	Stellen hoher Turbulenz	Mischer	vor/nach Pumpe bzw. im Mischreaktor
Ort der Flockenabtrennung	Vorklärbecken	Nachklärbecken	zusätzliches Sedimentations- oder Flotationsbecken	im Filterbett

* Unter günstigen Umständen und optimalen Betriebsbedingungen können auch niedrigere Werte eingehalten werden.

** Bei Nachfällung als zweite Stufe

[Tabelle 6.7](#) gibt eine Übersicht der Vor- und Nachteile der jeweiligen Verfahren.

Tabelle 6.7: Vor- und Nachteile von Vor-, Simultan- und Nachfällung sowie der Flockungsfiltration (Montag, 2008, verändert)

	Vorteile	Nachteile
Vorfällung	<ul style="list-style-type: none"> - geringeres Belebungsbeckenvolumen - Einsatz von Kalkmilch möglich - nur wenige bauliche Maßnahmen erforderlich 	<ul style="list-style-type: none"> - vermehrte Entnahme von Kohlenstoff in der Vorklärung dadurch evtl. unzureichende Denitrifikation - mögliche Verschlechterung des Schlammindex - Änderung der Säurekapazität
Simultanfällung	<ul style="list-style-type: none"> - gute Fällmittelausnutzung durch Rezirkulation des Fällschlammes - nur wenige bauliche Maßnahmen erforderlich - durch Beschwerung des Schlammes mit Metallionen bessere Absetz- und Eindickfähigkeit - im Belebungsbecken kann Fe^{2+} eingesetzt werden 	<ul style="list-style-type: none"> - Vergrößerung des Belebungsbeckenvolumens - durch Metallsalzzugabe pH-Wert-Verschiebung in den sauren Bereich - bei Kalkmilchzugabe pH-Wert-Anhebung, dadurch betriebliche Probleme - Erhöhung des anorganischen Anteils des belebten Schlammes und Verminderung des Schlammalters - ggf. Beeinträchtigung der Nitrifikation
Nachfällung	<ul style="list-style-type: none"> - niedrige P-Ablaufwerte erreichbar - hoher Wirkungsgrad - hohe Betriebssicherheit durch Unabhängigkeit von anderen Prozessen - separate Erfassung der Phosphorschlämme 	<ul style="list-style-type: none"> - hoher zusätzlicher Bauaufwand mit hohen Investitionen - hoher Fällmittelbedarf
Flockungsfiltration	<ul style="list-style-type: none"> - besonders niedrige Phosphorablaufwerte erreichbar 	<ul style="list-style-type: none"> - nicht als einstufiges Fällungsverfahren einsetzbar - hoher zusätzlicher Bauaufwand mit hohen Investitionen

Die Umfrageergebnisse aus Thüringen (Fragebogen, 2008) haben gezeigt, dass von insgesamt 25 Anlagen mit chemischer P-Elimination, darunter auch die Verfahren in Kombination mit Bio-P, 24 Anlagen das Verfahren der Simultanfällung und nur eine Anlage Nachfällung betreiben.



6.7. Verfahren der Flockenabtrennung

Die Restverschmutzung des Ablaufes der Nachklärung wird zu einem großen Teil durch gelöste und kolloidale Stoffe verursacht und zum anderen Teil von suspendiertem belebten Schlamm, der mit dem gereinigten Abwasser abtreibt. Dieser ist abhängig von dem erzielten Abscheidegrad in der Nachklärung. Ein Feststoffabtrieb von 1 mg/l an abfiltrierbaren Stoffen aus der Nachklärung erhöht die Werte von C_p um 0,02 bis über 0,04 mg/l. Somit wird allein feststoffbedingt bei einer Nachklärung, die nach ATV-Arbeitsblatt 131 (ATV-DVWK-A 131, 2000) ausgelegt ist, ein großer Teil des Phosphors entfernt.

Außerdem wird die Belastbarkeit einer Belebungsanlage maßgeblich vom Trockensubstanzgehalt des belebten Schlammes und dem Volumen des Belebungsbeckens bestimmt. Der TS-Gehalt hängt wesentlich von der Funktionstüchtigkeit der Nachklärbecken bei wechselnder hydraulischer Beschickung, dem Schlammindex und der Schlammräumung sowie der Schlammrückführung und dem Überschussschlammabzug ab.

Bemessung, Gestaltung und Ausrüstung der Nachklärbecken sind so vorzunehmen, dass folgende Aufgaben erfüllt werden:

- Trennen des belebten Schlammes vom gereinigten Abwasser.
- Eindicken und Räumen des belebten Schlammes zur Rückführung in das Belebungsbecken.
- Zwischenspeichern von belebtem Schlamm, der infolge erhöhter Zuflüsse, vor allem bei Regen, aus dem Belebungsbecken verdrängt wird.

(vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000)

Zur Flockenabtrennung stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, die in den folgenden Kapiteln näher beschrieben werden:

- Flockungsfiltration (siehe Kapitel [6.6.4](#)),
- Ausnutzung der Trägheits- und Schwerkraft durch Sedimentation in Absetzbecken (siehe Kapitel [6.7.1](#)),
- In Schrägklärern (Plattenabscheider) (siehe Kapitel [6.7.2](#)) und die
- Ausnutzung der Auftriebskräfte durch Flotation (siehe Kapitel [6.7.3](#)).



6.7.1. Sedimentation

Voraussetzung für die Sedimentation ist ein Dichteunterschied zwischen Feststoff und Flüssigkeit. Die kritische Partikelgröße liegt bei $0,5 \mu\text{m}$, nur Teilchen mit einem größeren Partikeldurchmesser lassen sich mit Sedimentation effektiv entfernen (Aust, k. A.).

Hinsichtlich der Funktionsweise wird zwischen horizontal (siehe [Abbildung 6.17](#) und [Abbildung 6.18](#)) und vertikal (siehe [Abbildung 6.19](#)) durchströmten Nachklärbecken unterschieden. Nach der konstruktiven Ausbildung werden Rund- und Rechteckbecken unterschieden. Der abgesetzte und eingedickte Schlamm wird, soweit er nicht selbsttätig in den Schlammtrichter fließt, durch Schild- oder Bandräumer zum Schlammabzug gefördert oder mit Saugräumern direkt abgezogen (vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000).

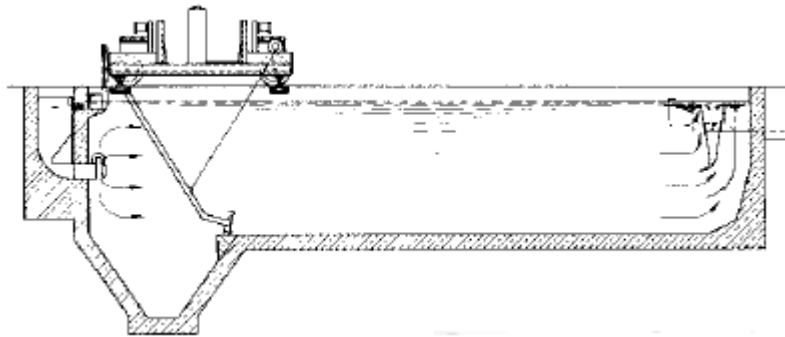


Abbildung 6.17: Horizontal durchströmtes Nachklärbecken mit Schildräumer (ATV-Handbuch, 2000)

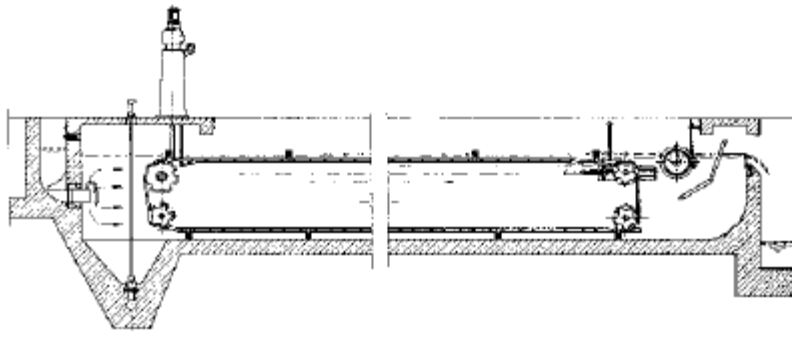


Abbildung 6.18: Horizontal durchströmtes Nachklärbecken mit Bandräumer (ATV-Handbuch, 2000)

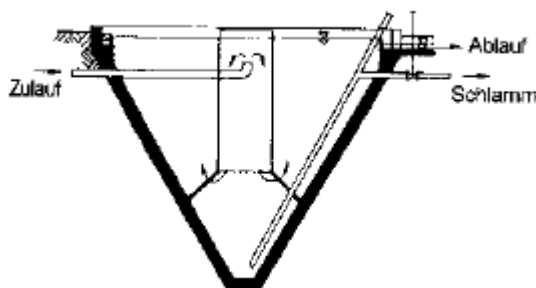


Abbildung 6.19: Vertikal durchströmte Absetzbecken (z.B. Dortmundbrunnen) (ATV-DVWK-A 131,2000)

Der Absetzvorgang im Nachklärbecken wird durch die Flockungsvorgänge im Einlaufbereich, die hydraulischen Verhältnisse im Nachklärbecken (u.a. Einlauf- und Ablaufkonstruktion, Dichteströmungen), die Größe des Rücklaufverhältnisses und die Art des Räumvorganges beeinflusst. Der abgesetzte Schlamm konzentriert sich in der Schlammschicht über der Beckensohle. Die darin erreichte Eindickung ist von den Schlammeigenschaften (ISV), der Tiefe der Schlammschicht, der Eindickzeit und der Art der Räumung abhängig.

Bei den Einlaufverhältnissen ist auf eine gute Verteilung über die Beckenwand und bei den Ablaufverhältnissen auf einen möglichst flächigen Abzug zu achten.

Die Bemessung erfolgt über die Oberflächenbeschickung, da die Höhe der Absetzeinrichtung ohne Einfluss auf die Trennwirkung ist.

Nachfolgende Tabellen zeigen erforderliche rechnerische Durchflusszeiten und zulässige Flächenbeschickung von Absetzbecken in Abhängigkeit vom Ort der Flockenabtrennung bei chemischer Fällung.

Tabelle 6.8: Erforderliche Durchflusszeiten und zulässige Flächenbeschickung von Absetzbecken (ATV-DVWK-A 131, 2000)

	Vorklärbecken	Nachklärbecken	Zwischenklärbecken
Durchflusszeiten [h]	0,5 - 0,8	2 - 3	1
Flächenbeschickung q_A [m/h]	4 - 2,5	1,5 - 1	> 2,5
Schlammvolumenbeschickung q_{SV} , bezogen auf die Oberfläche der Nachklärung A_{NB} [$l/(m^2 \cdot h)$]	450 – 500		

Zur Bemessung von Nachklärbecken und zur Überprüfung von bestehenden Nachklärbecken wird auf das Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131 verwiesen und auf den Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-5 Absetzverfahren (ATV-DVWK, 2007).



6.7.2. Schrägklärer/Plattenabscheider

Schrägklärer sind wesentlich kompakter als einfache Absetzbecken ohne Einbauten. Bei horizontalen Parallelplattenabscheidern setzen sich die Zwischenräume der Platten langsam zu, dadurch verändert sich der Strömungsquerschnitt zwischen den Platten, die Trennwirkung lässt nach. Das mechanische Abreinigen der Platten ist in bestimmten Zeitabständen erforderlich. Der Schrägklärer ist in der Lage, durch die schräg gestellten Trennplatten sich selbst zu reinigen, indem der abgesetzte Schlamm an den schrägen Platten abrutscht. Die Strömung zwischen den Platten ist dadurch wesentlich stabiler. Durch Veränderung der Plattenanordnung und des Anstellwinkels lässt sich der Absetzvorgang optimieren.

[Abbildung 6.20](#) zeigt Schrägklärersysteme nach dem Gleichstrom- und Gegenstromprinzip, weiterhin gibt es das Prinzip der Diagonal- und der Kreuzströmung, welche weniger oft Anwendung finden.

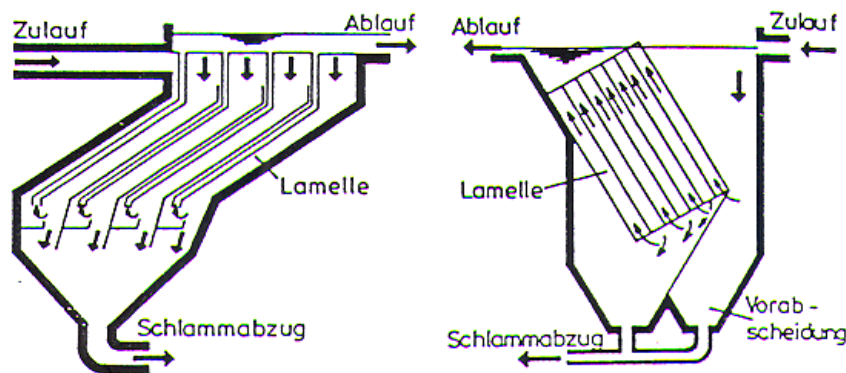


Abbildung 6.20: Schrägklärersysteme links: Gleichstrom; rechts: Gegenstrom (Schade und Sapilak, 1984)

[Abbildung 6.21](#) zeigt eine Kompaktflockungsanlage, bei der die Schlammabtrennung mit anschließendem Lamellenseparator und integrierter Schlammeindickung erfolgt. Hinzuzuweisen ist auf den Kontaktschlamm mit verbesserter Fällmittelausnutzung.

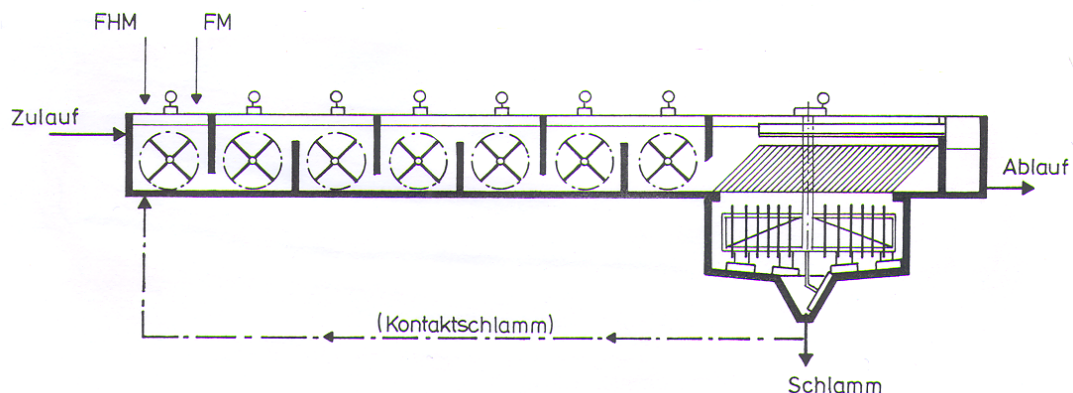


Abbildung 6.21: Parallelplattenseparator mit Eindicker und vorgeschalteter Fällungs-/Flockungsstufe (Barjenbruch, 1996)

Vorteile von Lamellen-Schräglärern sind:

- Verkürzung der Klärzeit (bzw. kleineres Volumen, hohe Packungsdichte),
- kleine Reynoldszahlen Re (günstig: kleiner Plattenabstand, dadurch größerer Einfangsquerschnitt für Sediment),
- stabile gleichgerichtete Strömung,
- hoher erreichbarer Abscheidegrad.

Nachteile sind:

- Plattenabstand begrenzt: $> 10 \text{ mm}$ und Anstellwinkel der Platten mind. 60° ,
- Problemschlämme (z.B. Schleifabrieb, Gips etc.) neigen zu Verbacken,
- Lamellenklärer sind teurer als andere Sedimentabscheider,
- der sedimentierte Schlamm muss kontinuierlich abgezogen werden (vgl. Aust, k. A.).



6.7.3. Flotation

Bei festen und flüssigen Partikeln, die einen zu geringen Dichteunterschied zu Wasser besitzen (auch bei bestimmten Schlämmen der Biologie in der Nachklärung) kommt es allein durch Absetzen nicht zu einer Auftrennung. In solchen Fällen kann die Flotation helfen. Prinzip ist, dass Gasbläschen an den Partikeln/Tropfen anhaften und damit ein Aufschwimmen zur Oberfläche beschleunigt wird.

Folgende Punkte sind Voraussetzung für die Flotation:

- abzuscheidende Partikel sind hydrophob und gut mit Luft benetzbar,
- aufschwimmende Teilchen bilden eine gute stabile Schaumschicht (Flotatdecke), die einfach mechanisch zu entfernen ist,
- Erzeugung möglichst feiner Luftblasen.

In Kläranlagen ist die Flotation in jedem Absetzbecken der Vor- und Nachklärung einsetzbar.

Der höhere Betriebsaufwand wird kompensiert durch:

- bessere Steuerbarkeit des Prozesses,
- höhere Feststoffgehalte im Schlamm (macht u. U. Eindicker für Schlamm überflüssig),
- auf etwa 20-30 % verringerte Absetzzeiten gegenüber der Sedimentation, damit kleinere Absetzbecken möglich.

Mit der Flotation lassen sich Feststoffgehalte von 10 mg/l im Ablauf erzeugen, Flockungsmittel verbessern das Ergebnis. Der abgetrennte Schlamm (Flotat) hat einen wesentlich höheren Trockensubstanzgehalt als Schlamm aus reinen Absetzbecken.

Die wichtigsten Varianten der Flotation sind:

- Flotation mit Tauchbelüftern: Die Luft wird direkt in das Becken eingedrückt, zusammen mit dem Abwasserzulauf (Abscheidung von Fetten).
- Vakuum- und Entspannungsflotation: Bei der Vakuumflotation wird das Wasser unter Atmosphärendruck mit Luft gesättigt und die Flotation im Vakuum ausgeführt. Bei der häufigeren Druck- Entspannungsflotation wird das Abwasser oder ein Teil davon unter erhöhtem Druck mit Luft gesättigt und danach in der Flotationskammer entspannt.
- Elektroflotation: Bei der Elektroflotation werden die Gasblasen durch Wasserelektrolyse erzeugt (Tensideseperation).

(vgl. Aust, k. A.).

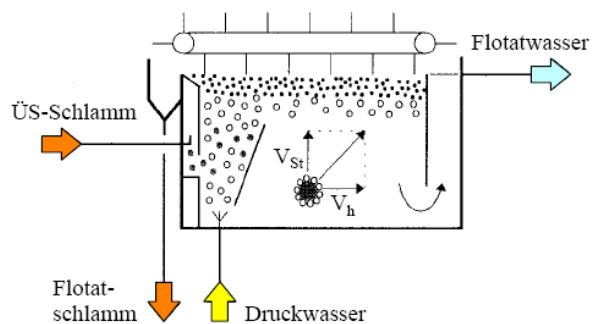


Abbildung 6.22: Entspannungsflotation, Prinzipskizze (Bennoit, H. und Schuster, 2001)



6.8. Ermittlung des Fällmittelbedarfs

Der zur Einhaltung eines Überwachungswertes erforderliche Fällmittelbedarf wird beeinflusst durch:

- die Dosierstelle,
- die Phosphatfracht des Abwassers unter Berücksichtigung der Art und Konzentration des Phosphors,
- das Ausmaß der biologischen Phosphorbindung,
- die Höhe des Überwachungswertes,
- den pH-Wert des Rohabwassers,
- die Konzentration an Substanzen, die mit den verwendeten Fällmitteln Komplexe bilden, z.B. zwischen Eisenionen und Huminstoffen,
- die Konzentration an Verbindungen, die sich als schuttschichtartige Umhüllungen an Feststoffe anlagern können und damit die Wirkung von Flockungshilfsmitteln erschweren.

Außerdem muss die Fällmitteldosierung den schwankenden Zulauf- bzw. Ablauffrachten angepasst werden können. Wegen konkurrierender Reaktionen ist dabei i.d.R. überstöchiometrisch zu dosieren. Jede Überdosierung führt jedoch zu einer Bildung von Hydroxiden oder Carbonaten, die wegen der vermehrten Schlamm Bildung unerwünscht sind. Weiterhin muss darauf geachtet werden, dass durch die Fällmitteldosierung andere Reinigungsziele, insbesondere die Nitrifikation, nicht nachteilig beeinflusst werden. Insbesondere sind die Abnahme von pH-Wert und Säurekapazität von Bedeutung (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

Oftmals ergeben sich im normalen Betrieb mehr oder weniger starke Abweichungen zu den Berechnungen, es ist daher ratsam, eine Fällung behutsam einzuführen und sich im praktischen Betrieb an die gewünschten Ablaufwerte durch langsame Steigerung der Fällmittelmenge heranzutasten. Veränderungen bei der Fällmittelzugabe wirken sich bei der Simultanfällung, im Gegensatz zur Nachfällung oder Filtration, nicht sofort aus. Es empfiehlt sich abzuwarten, bis sich der Prozess einigermaßen stabilisiert hat. Das kann Tage bis Monate dauern (vgl. Schneider et al., 2005).

In folgenden Kapiteln werden genaue Vorgehensweise zur Berechnung der Fällmittelmenge (Kapitel [6.8.1](#)) und des Volumenstroms der Dosierung (Kapitel [6.8.2](#)) gemäß ATV-Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202 (2002) erläutert.

Zu diesem Kapitel befinden sich in Anlage [V.IX](#) Beispielrechnungen für verschiedene Verfahren der P-Elimination.

Außerdem kann der Fällmittelbedarf und Feststoffanfall für die eigene Kläranlage in der angefügten Tabelle [Faellmittel_Feststoffe_SK](#) berechnet werden.



6.8.1. Absolute Fällmittelmenge

Die im Mittel zu dosierende absolute Fällmittelmenge $B_{d,FM}$ (g Fällmittel/d) ergibt sich zu (vgl. ATV-202, 2002):

G 1:

$$B_{d,FM} = X_{P,Fäll} \cdot \beta_{Fäll} \cdot \frac{Q_{T,d}}{z} [g \text{ Fällmittel} / d]$$

mit:

$Q_{T,d}$ der täglichen Abwassermenge bei Trockenwetter (m^3/d),

$X_{P,Fäll}$ zu fällender Phosphor (mg/l) (siehe Kapitel [6.8.1.1](#)),

$\beta_{Fäll}$ zu wählende relative Fällmittelmenge (mol Me/mol $X_{P,Fäll}$) (siehe Kapitel [6.8.1.2](#)),

z dem Wirkungsbeiwert (siehe Kapitel [6.8.1.3](#)).

Die maximale stündliche Dosierung $B_{h,FM}$ (g Fällmittel/h) ergibt sich zu:

G 2:

$$B_{h,FM} = B_{d,FM} \cdot \frac{f_p}{24} [g \text{ Fällmittel} / h]$$

mit

$B_{d,FM}$ der absoluten Fällmittelmenge in (g Fällmittel/d) (siehe Gleichung [G 1](#)) und

f_p Stoßfaktor analog zu ATV-DVWK-A 131 (siehe Kapitel [6.8.1.4](#)).



6.8.1.1. Berechnung des zu fällenden Phosphors $X_{P,Fäll}$

Anlagespezifische Werte über die zu fällende Phosphatfracht erhält man nur aus P-Konzentrationsmessungen im Zu- und Ablauf vor Beginn der P-Fällung.

Wie in der Planungsphase üblich, sind nur Daten vom Zulauf vorhanden, ist der Fällmittelbedarf wie folgt zu kalkulieren (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002):

Der zu fällende Phosphor $X_{P,Fäll}$ entspricht dem Phosphor im Zulauf minus dem Phosphor im Ablauf der jeweiligen Stufe, vermindert um den heterotrophen und um den durch eine erhöhte biologische Phosphatentfernung gebundenen Phosphor und führt zu folgender Bilanz (C für Phosphor in der homogenisierten Probe; X für feststoffgebundenen Phosphor):

G 3:

$$X_{P,Fäll} = C_{P,ZB} - C_{P,aM,AN} - X_{P,BM} - X_{P,BioP} [mg/l]$$

mit:

$X_{P,Fäll}$	Konzentration des zu fällenden Phosphors,
$C_{P,ZB}$	Konzentration des Phosphors in der homogenisierten Probe im Zulauf zur Belebungsanlage (nach Vorklärung) bzw. vor der Fällung,
$C_{P,aM,AN}$	Konzentration des Phosphors in der homogenisierten Probe im Ablauf des Nachklärbeckens, Jahresmittelwert (Betriebsmittelwert), ca. 60 – 70 % des Überwachungswertes,
$X_{P,BM}$	zum Zellaufbau benötigter Phosphor bei der Kohlenstoffelimination und der Nitrifikation,
$X_{P,BioP}$	durch biologische P-Elimination (Denitrifikation und anaerobes Vorbecken) entfernbare Phosphor.

PHOSPHORBINDUNG IM BELEBTEM SCHLAMM

Die Bindung von Phosphor im belebten Schlamm (Biomasse) X_P wird als Anteil [PB (-,%)] des zugeführten BSB₅ (bzw. CSB) $C_{BSB,ZB}$ ($C_{CSB,ZB}$) berechnet. Die Bindung erfolgt über den biologischen Zellaufbau im belebten Schlamm bei der Nitrifikation (P_{BM}) und über die vermehrte P-Bindung, die von der Denitrifikation (P_{Deni}) und einem evtl. vorhandenen anaeroben Vorbecken (P_{Ana}) abhängig ist:

nur Zellaufbau:

G 4:

$$X_{P,BM} = P_{BM} \cdot C_{BSB,ZB}$$

bei Denitrifikation:

G 5:

$$X_{P,BioP} = P_{Deni} \cdot C_{BSB,ZB}$$

mit Anaerobbecken:

G 6:

$$X_{P,BioP} = (P_{Deni} + P_{Ana}) \cdot C_{BSB,ZB}$$

mit den Bindungsarten:

- $P_{BM} = 1,0 \%$ (Nitrifikation)
- $P_{BDeni} = 0,5 \%$ (Denitrifikation)
- $P_{BAAna} = 1,0 \%$ (anaerobes Vorbecken)

Abbildung 6.23 zeigt die Phosphorbilanz bei einer Anlage mit Nitrifikation, Denitrifikation und Anaerobbecken. $C_{P,ZB}$ wird mit 18 mg/l und C_{BSB_5} wird mit 570 mg/l angesetzt, der Überwachungswert liegt bei 2 mg/l.

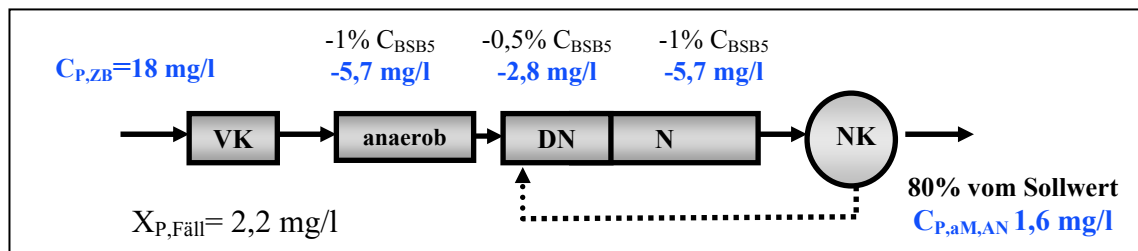


Abbildung 6.23: Beispiel einer Phosphorbilanz (Steinke, 2006)



6.8.1.2. Wahl der relativen Fällmittelmenge $\beta_{\text{Fäll}}$

Der β -Wert ist ein Maß für das überstöchiometrische Dosieren von Fällmittel. Z.B. bedeutet $\beta = 1,5$, dass 50 % mehr dosiert werden als für die reine P-Fällung erforderlich wären (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

G 7:

$$\beta_{\text{Fäll}} = \frac{X_{\text{Me}} / AM_{\text{Me}}}{X_{\text{P,Fäll}} / AM_{\text{P}}} \left[\frac{\text{mmol/l}}{\text{mmol/l}} \right]$$

mit:

X_{Me} erforderliche Fällmittelmenge (Metall) (mg Me/l Abwasser),

$X_{\text{P,Fäll}}$ zu fällender Phosphor (mg P/l Abwasser),

AM_{Me} Atommasse des Metalls (mg/mmol),

AM_{P} Atommasse des Phosphors (mg/mmol)

und den Molmassen (gerundet):

(P) Phosphor 31

(Fe) Eisen 56

(Al) Aluminium 27

Zu beachten ist, dass die notwendigen β -Werte mit strengerem Überwachungswert und abnehmender zu fällender Phosphatkonzentration steigen. Bei zweistufiger Fällung mittels Flokkationsfiltration oder Nachfällung ist demgemäß ein $\beta_{\text{Fäll}}$ von mindestens 2,5 zu verwenden.

Bei der Vorfällung muss ein höherer β -Werte gewählt werden, da durch vermehrte Nebenreaktionen Fällmittel verbraucht wird.

Für die Einstellung der Dosierung wird bei Anlagen mit ausschließlich chemischer Phosphatelimination durch Simultanfällung üblicherweise ein β -Wert von 1,2 bis 1,5 angesetzt. Da bei den Anlagen zur weitergehenden Abwasserreinigung jedoch meist verstärkt Phosphat biologisch eliminiert wird, liegt der β -Wert in der Praxis, bezogen auf den P-Gehalt im Zulauf zum Fällungsreaktor, sehr häufig unter 1,0.

[Tabelle 6.9](#) zeigt übliche β -Werte in der Übersicht:

Tabelle 6.9.: Übliche β -Werte bei unterschiedlichen Verfahren der P-Elimination (Barjenbruch, M. 2007 a)

Verfahren	β -Wert	C_{P} [mg/l]
Vorfällung	2 - 3	2
Simultanfällung	1,2 - 1,5	1 - 1,5, teilweise < 1
Nachfällung	2 - 3	0,8 – 1,5
Filtration	2 - 2,5	< 0,5

Die gewählten β -Werte für die Simultanfällung, die im Rahmen der Umfrage in Thüringen (Fragebogen, 2008) angegeben wurden (lediglich 5 Anlagen machten Angaben hierzu), ergaben einen Mittelwert von 1,6 bei einer mittleren P-Ablaufkonzentration von 1,33 mg/l. Der minimale β -Wert wurde mit 1,23 angegeben und der maximale β -Wert mit 2,7, welcher entsprechend der Empfehlungen (siehe [Tabelle 6.9](#)) zu hoch liegt.



6.8.1.3. Wirkungsbeiwert z

Aus den Angaben für den Gehalt an Eisen WS_{Fe} und Aluminium WS_{Al} wird ein Wirkungsbeiwert z mit Hilfe der relativen Atommassen (AM_x) berechnet:

G 8:

$$z = \frac{AM_P}{AM_{Fe}} \cdot WS_{Fe} + \frac{AM_P}{AM_{Al}} \cdot WS_{Al} = 0,555 \cdot WS_{Fe} + 1,148 \cdot WS_{Al}$$

GEHALT AN WIRKSUBSTANZ

Bei den Berechnungen von Fällmittelbedarf und Feststoffanfall werden die relativen Atommassen (AM_x) der Elemente Phosphor ($AM_P = 31,0$ g P/mol), Eisen ($AM_{Fe} = 55,8$ g Fe/mol) und Aluminium ($AM_{Al} = 27,0$ g Al/mol) verwendet. Das zu jedem Fällmittel gehörende Datenblatt enthält Angaben zum Gehalt an Wirksubstanz in der Lieferform (WS_{Me}) in einer der folgenden Formen:

kg Me je kg Fällmittel	=	WS_{Me} (hier benutzte Definition)
% Me (Massenprozent)	=	$100 \cdot WS_{Me}$
g Me je kg Fällmittel	=	$1000 \cdot WS_{Me}$
mol Me je kg Fällmittel	=	$1000 \cdot WS_{Me}/AM_{Fe}$
für Fe^{2+} und Fe^{3+}	=	$1000 \cdot WS_{Me}/55,8$
für Al^{3+} :	=	$1000 \cdot WS_{Me}/27,0$
Dichte der Fällmittellösung ρ_{FML} (kg/m ³ Lösung)		

Aus den jeweils angegebenen Daten kann der Gehalt eines Fällmittels an Wirksubstanz WS_{Me} (kg/kg) mit den obigen Gleichungen berechnet werden.



6.8.1.4. Stoßfaktor f_p

Zur Deckung von Spitzen des Phosphorgehalts im Zulauf wird (ähnlich wie beim Stickstoff gemäß ATV-DVWK-A 131, Stoßfaktor f_N) ein Stoßfaktor f_p in Abhängigkeit von der Größe der Anlage und des Verfahrens angesetzt ([Tabelle 6.10](#)), der zur Auslegung der Dosiereinrichtung(en) herangezogen wird. Für eine genauere Auslegung sollten die P-Schwankungen über den Tagesverlauf gemessen werden und der anlagenspezifische f_p berechnet werden.

Tabelle 6.10: Stoßfaktoren für den Fällmittelbedarf (zur Abdeckung der 2-h Spitzen gegenüber 24-h Mittel, wenn keine Messungen vorliegen) (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)

	Verfahren zur chemischen P-Elimination		
	Vorfällung	Simultanfällung	Nachfällung
f_p für $B_{d,BSB,Z} \leq 1200 \text{ kg/d}$	2,5	2,0	1,5
f_p für $B_{d,BSB,Z} > 6000 \text{ kg/d}$	2,0	1,8	1,5



6.8.2. Volumenstrom der Dosierung

Das Fällmittel wird im Allgemeinen als Lösung dosiert bzw. wird pulver- oder granulatförmiges Fällmittel vor Ort angesetzt. Wird die Fällmittellösung mit einer Dichte von ρ_{FML} vom Hersteller geliefert bzw. angesetzt, dann beträgt der zu dosierende Volumenstrom Q_{FM} des gelösten Fällmittels:

G 9:

$$Q_{d,FM} = \frac{B_{d,FM}}{\rho_{FML}} \text{ [l/d]} \quad \text{bzw.} \quad Q_{h,FM} = \frac{B_{h,FM}}{\rho_{FML}} \text{ [l/h]}$$

Die Förderleistung der Dosierpumpe(n) ist auf max. Q_{FM} auszulegen.



6.9. Einfluss der chemischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung sowie auf die Umwelt

6.9.1. Einfluss der Fällung auf die biologischen Prozesse

Der biologische Abbau organischer Stoffe und die biochemische Oxidation und Reduktion von Stickstoff werden abhängig vom Verfahren wie folgt beeinflusst:

Bei der **Vorfällung** (siehe Kapitel [6.6.1](#))

- durch die Erhöhung des N/BSB₅-Verhältnisses wird aufgrund der zusätzlichen Elimination der organischen Belastung der biologischen Stufe die nachfolgende Nitrifikation erleichtert und die Denitrifikation erschwert,
- Änderung der Säurekapazität des Abwassers (siehe Kapitel [6.9.1.1](#)),
- und Erhöhung des Schlammalters.

Bei der **Simultanfällung** (siehe Kapitel [6.6.2](#))

- in der Regel Verbesserung der Absetz- und Eindickeigenschaften,
- Erhöhung des anorganischen Anteils des belebten Schlammes, dadurch erhöhter Überschussschlammanfall (siehe Kapitel [6.9.2.1](#)),
- Reduzierung der Säurekapazität (siehe Kapitel [6.9.1.1](#)),
- Absenkung des Schlammalters,
- und je nach Fällmittelart durch stimulierende oder hemmende Wirkung auf die Nitrifikation (siehe Kapitel [6.9.1.2](#)).

Bei der **Nachfällung** (siehe Kapitel [6.6.3](#))

- keine oder nur unbedeutende Beeinflussung bei Rückführung von Schlamm der Nachfällungsstufe in den Anlagenzulauf.

Bei allen Fällungsverfahren ist es wichtig, dass eine nachfolgende biologische Stufe ausreichend mit Phosphor versorgt bleibt (0,7 – 1 mg/l P je 100 mg/l BSB₅) (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.9.1.1. Veränderung der Säurekapazität und des pH-Wertes

Sowohl durch Nitrifikation als auch durch Zugabe von Metallsalzen (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) zur Phosphorelimination wird die Säurekapazität (Konzentration von Hydrogencarbonat, Bestimmung nach DIN 38 409 Teil 7) vermindert. Dies kann auch zu einer Abnahme des pH-Wertes führen, die eine Störung der biologischen Prozesse und vor allem auch der Nitrifikation zur Folge haben kann.

Weiterhin kann ein zu niedriger pH-Wert zur Auflösung der Schlammflocken führen, was die Absetzeigenschaften des Schlammes verschlechtert.

Um eine Hemmung der Nitrifikation zu vermeiden, sollte aus Sicherheitsgründen eine Säurekapazität von 1,5 mmol/l nicht unterschritten werden. In kritischen Fällen sollte ein alkalisches Fällmittel evtl. kombiniert mit Kalkhydrat eingesetzt werden. Bei der Dosierung von Kalkhydrat darf der pH-Wert nicht zu stark erhöht werden, damit keine Rücklösung von Aluminium erfolgt und eine Calciumkarbonatfällung vermieden wird. Bei stark gepufferten Abwässern und gleichzeitiger Calciumkarbonatfällung bei pH-Werten > 9 kann es zu Krustenbildung und damit zu erheblichen betrieblichen Schwierigkeiten kommen (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).

Die Säurekapazität nimmt durch Nitrifikation (unter Einrechnung des Rückgewinns aus der Denitrifikation) und der Phosphatfällung angenähert wie folgt ab:

G 10:

$$S_{KS, AB} = S_{KS, ZB} - 0,07 \cdot (S_{NH_4, ZB} - S_{NH_4, AN} + S_{NO_3, AN} - S_{NO_3, ZB}) - 0,06 \cdot S_{Fe_3} - 0,04 \cdot S_{Fe_2} - 0,11 \cdot S_{Al_3} + 0,03 \cdot X_{P, Fäll} \quad [mmol/l]$$

mit:

$S_{KS, AB}$	Säurekapazität im Ablauf des Belebungsbeckens in mmol/l
$S_{KS, ZB}$	Säurekapazität im Zulauf des Belebungsbeckens in mmol/l
$S_{NH_4, ZB}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als N im Zulauf des Belebungsbeckens in mg/l
$S_{NH_4, AN}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als N im Ablauf der Nachklärung in mg/l
S_{NO_3}	Konzentration des Nitratstickstoffs in der filtrierten Probe als N in mg/l
S_{Fe_3}	Konzentration des dreiwertigen Eisens in mg/l
S_{Fe_2}	Konzentration des zweiwertigen Eisens in mg/l
S_{Al}	Konzentration des Aluminiums mg/l
$X_{P, Fäll}$	durch Fällung eliminierter Phosphor in mg/l (siehe Kapitel 6.8.1.1),

Der freie Säure- und Laugenanteil bestimmter Fällmittel muss gesondert berücksichtigt werden.

Die im Tagesmittel verbleibende Säurekapazität ist für den ungünstigsten Lastfall, d.h. in der Regel bei weitgehender Nitrifikation und eingeschränkter Denitrifikation sowie höchster

Fällmitteldosierung zu ermitteln. Treten die Bedingungen nicht zeitgleich auf, sind verschiedene Lastfälle zu untersuchen (vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000).

Die Veränderung der Säurekapazität durch Fällmittelzugabe kann in der angefügten Tabelle [Faellmittel_Feststoffe_SK](#) berechnet werden.



6.9.1.2. Einfluss auf die Stoffumsetzungsgeschwindigkeit der Nitrifikanten

- Eine Beeinflussung der Aktivität der Nitrifikanten durch Aluminiumsalze konnte bisher nicht festgestellt werden.
- Eine gewisse Hemmung (ca. 10 %) des Stoffumsatzes bei der Zugabe von Eisen(II)-sulfat wurde von mehreren Autoren beobachtet (vgl. LWA, 1989), was allerdings durch neuere Praxisdaten nicht belegt werden konnte.
- Bei der Zugabe von Eisenchloriden wurde mehrfach eine gewisse Stimulation der Stoffwechselaktivität der Nitrifikanten festgestellt (vgl. LWA, 1989), was in der aktuellen Betriebspraxis jedoch keine Bedeutung hat.



6.9.2. Einfluss der Fällung auf den Schlamm

6.9.2.1. Schlammanfall

Durch die Überführung gelöster und suspensierter Stoffe in absetzbare Flocken wird der Feststoffanteil erhöht. Bei der Vor- und Simultanfällung gelangt der Fällschlamm mit den übrigen Klärschlämmen in die nachfolgende Schlammbehandlung, lediglich der Schlamm aus der Nachfällung und Flockungsfiltration ließe sich getrennt erfassen und behandeln, was üblicherweise allerdings nicht erfolgt.

Die zusätzliche Feststofffracht ergibt sich aus der Menge der zugegebenen Fällmittel, aus den gebildeten Verbindungen sowie aus der Menge der entfernten Feststoffe.

Die aus den Fällmitteln gebildeten Phosphate, Hydroxide und die sonstigen mitgefällten Stoffe ergeben in der Praxis für alle Verfahren der Fällung einen Trockensubstanzgehalt von:

- 2,5 g TS/g Fe (ca. 5,0 g TS/g P),
- 4 g TS/g Al (ca. 4,0 g TS/g P).

Der gesamte Feststoffzuwachs kann aus den obigen spez. Werten und der dosierten Wirksubstanz wie in Kapitel [6.9.2.2](#) beschrieben, berechnet werden.

Bei der Zugabe von Kalkhydrat als Fällmittel ist mit einer Feststoffzunahme von etwa dem 1,35-fachen der dosierten Menge zu rechnen. Der spezifische Feststoffzuwachs beträgt bei:

- pH-Werten um 9,5 bis zu etwa 50 g TS/(E · d),
- pH-Werten um 11 bis zu 200 g TS/(E · d).

(vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002)

Bei einem hohen β -Wert kann das Schlammwachstum aufgrund der chemischen P-Elimination beträchtlich sein. Mit 4–5 g TS/g P liegt der Schlammanfall über der Schlammmenge, mit der bei der Bio-P (vgl. Kapitel [7.5.2.1](#)) zu rechnen ist (ca. 3 g TS/g P).



6.9.2.2. Ermittlung des Mehranfalls an Feststoffen

Die im Mittel anfallenden Feststoffe (chemischer Überschussschlamm) $\ddot{U}_{d,Chem}$ (g TR/d) aus Fällung und Flockung werden auf Basis der dosierten Mengen an Eisen bzw. Aluminium gemäß ATV-DVWK-A 202 (2002) berechnet.

Grundlage dazu ist die berechnete mittlere Fällmittelmenge $B_{d,FM}$ und der Gehalt an Wirksubstanz des Fällmittels WS_{Me} (vgl. Kapitel [6.8](#)):

G 11:

$$\ddot{U}_{Sd, Chem} = B_{d, FM} \cdot (2,5 \cdot WS_{Fe} + 4,0 \cdot WS_{Al}) [kg / d]$$

Bei den Reinigungsverfahren mit Denitrifikation und biologischer Phosphorelimination fallen neben dem chemischen Überschussschlamm auch zusätzliche Feststoffe infolge biologischer Phosphorbindung an (siehe auch Kapitel [7.5.2.1](#)). Diese ($\ddot{U}_{d,BioP}$ in g TR/d) werden wie folgt berechnet (ATV-DVWK-A 131, 2000):

G 12:

$$\ddot{U}_{Sd, BioP} = 3,0 \cdot Q_{T, d} \cdot X_{P, BioP} [kg / d]$$

Zu diesem Kapitel befinden sich in Anlage [V.IX.VIII](#) Beispielrechnungen für verschiedene Verfahren der P-Elimination.

Außerdem kann der eigene Feststoffanfall in der angefügten Tabelle [Faellmittel_Feststoffe_SK](#) berechnet werden.



6.9.2.3. Schlammvolumen

Das bei der Phosphatentfernung zusätzlich anfallende Schlammvolumen ergibt sich aus der Feststofffracht und dem Wassergehalt bzw. Feststoffgehalt. Wird ein hoher Feststoffgehalt erreicht, sind trotz vermehrten Feststoffanfalles aus der Fällungs-/Flockungsreaktion geringere Schlammvolumina des belebten Schlammes möglich.

Die gewählte Betriebsweise (Vor-, Simultan- oder Nachfällung) und Art und Menge der eingesetzten Fällmittel haben auf den Feststoffgehalt der gebildeten Flocken einen bedeutenden Einfluss.

Bei der Vorfällung nimmt der Feststoffgehalt des Primärschlammes mit steigender Zugabe von Fällmitteln ab.

Bei der Simultanfällung wird im Fall eines ursprünglich niedrigeren Feststoffgehaltes des Sekundärschlammes ein leichter Anstieg mit zunehmender Dosierung eintreten. Dadurch kann gleichzeitig die Blähschlambildung bekämpft werden.

Bei der Nachfällung nimmt mit steigender Dosierung der Anteil der wasserreichen Hydroxidflocken zu, dadurch erniedrigt sich der Feststoffgehalt im Tertiärschlamm.

Wenn zur Bildung der Makroflocken auch Metallsalze ($\beta > 2$) verwendet werden, wird der Feststoffgehalt infolge Hydroxidflockenbildung vermindert. Dem kann durch Zugabe organischer Flockungsmittel (Polyelektrolyte) anstelle zusätzlicher Metallsalze entgegengewirkt werden (weitere Angaben zu Flockungshilfsmitteln sind in ATV Merkblatt ATV-DVWK-M 274 zu finden) (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.9.2.4. Einfluss auf die anaerobe Schlammstabilisation und die Schlammentwässerung

Eine Beeinträchtigung des Faulprozesses durch Metallsalze ist bisher nicht bekannt.

Als positiv bei der Fällung mit Eisensalzen ist die Verminderung von H_2S im Faulgas zu werten. Durch Einsatz von Eisensalzen wird das Sulfid in der Wasserphase des Faulschlammes gebunden und gelangt als FeS in die Trockensubstanz. Damit wird im allgemeinen eine gesonderte Entschwefelung des Faulgases aus Immissions- und Korrosionsschutzgründen entbehrlich.

Eine Phosphorrücklösung aus Faulschlämmen ist bei der chemischen P-Elimination nicht zu befürchten (vgl. Neitzel und Tschech, 2007).



6.9.2.5. Auswirkungen der Fällung auf den Klärschlamm bei landwirtschaftlicher Verwendung

Phosphor im Klärschlamm ist ein hochwertiger Wirtschaftsdünger.

Eine Einschränkung der Düngewirkung von Klärschlamm wurde im Fall der hohen Überdosierung von Eisensalzen bei der chemischen Phosphat-Elimination nachgewiesen. Es wird daher empfohlen, dass bei der Abwasserreinigung auf ein enges Eisen-/Phosphat-Verhältnis bei der Phosphat-Fällung geachtet wird (BMU, 2007).

Aus einer Literaturstudie vom Umweltbundesamt (UBA, 2003) geht hervor, dass möglicherweise ein Verhältnis von Fe/P größer als 2/1 der Grenzwert ist, ab dem mit einer deutlich schlechteren Wirkung von Klärschlämmen zu rechnen ist.

Auch der Ca-Gehalt dürfte eine Rolle spielen, da v. a. bei Klärschlämmen mit Kalkfällung der Klärschlamm als Kalkdünger wirkt. Dadurch kann der pH-Wert im Boden erhöht werden, was wiederum einen Einfluss auf die Verfügbarkeit von Klärschlamm und Boden-P hat (vgl. UBA, 2003).

Beim Einsatz von Polymeren als Flockungshilfsmittel in der Abwasser- und Schlammbehandlung muss beachtet werden, dass ab dem Jahr 2013 bei landwirtschaftlicher Verwertung von Klärschlämmen der Einsatz von Polyacrylamid (PAA) nicht mehr zulässig ist (vgl. Kopp, 2005).



6.9.2.6. Auswirkungen der Fällung auf den Klärschlamm bei thermischer Verwertung

Bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in Kraftwerken werden besondere Qualitätsansprüche an den Schlamm gestellt. Aus kraftwerksbetrieblicher Sicht sollten die Gehalte an CaO, MgO und P_2O_5 in der Klärschlammasche limitiert werden, da diese Stoffe das Abschmelzverhalten wesentlich beeinflussen und damit Ascheanbackung an den Heizflächen fördern. Auch der maximale Quecksilbergehalt wird aus Versorgungsgründen mit 5 mg/kg TS geringer angesetzt als in der Klärschlammverordnung. Eine Dosierung von Fällmitteln kann den Schadstoffgehalt erhöhen. [Tabelle 6.11](#) zeigt eine Übersicht der Qualitätsanforderungen beispielhaft für das Kraftwerk Bremen-Farge (PreussenElektra) (vgl. Hösel et al., 1999).

Tabelle 6.11: Qualitätsanforderungen an Klärschlamm für eine Mitverbrennung im Kraftwerk Bremen-Farge (Hösel et al., 1999)

Parameter	Einheit	Erwartungswerte	Grenzwerte für die Mitverbrennung im Kraftwerk
Brennstofftechnische Daten der Klärschlämme im Anlieferungszustand			
Wasser	%	70-80	80 ¹⁾
Asche	%TS	35-55	nicht relevant
Kohlenstoff (C)	%TS	20-35	nicht relevant
Wasserstoff (H)	%TS	2-5	nicht relevant
Stickstoff (N)	%TS	2-5	nicht relevant
Schwefel (S)	%TS	0,1-1,5	max. 2
Chlor (Cl)	%TS	0,05-0,25	max. 0,3
Fluor (F)	%TS	0,01-0,015	max. 0,03
Heizwert ($H_{u,roh}$)	kJ/kg	0-1500	nicht relevant
Anorganische Inhaltsstoffe der Klärschlammaschen			
SiO ₂	%	16-42	nicht relevant
Al ₂ O ₃	%	6-16	nicht relevant
Fe ₂ O ₃	%	10-33	nicht relevant
CaO	%	1-15	15 ¹⁾
MgO	%	1,0-2	nicht relevant
Na ₂ O	%	0,5-1	nicht relevant
K ₂ O	%	0,7-1,5	nicht relevant
P ₂ O ₅	%	7-15	¹⁾
Anorganische Spurenstoffe der Klärschlämme			
Arsen (As)	mg/kgTS	3-20	50 ²⁾
Blei (Pb)	mg/kgTS	30-300	,900 ³⁾
Cadmium (Cd)	mg/kgTS	0,3-7	10 ³⁾
Chrom (Cr)	mg/kgTS	15-400	900 ³⁾
Kupfer (Cu)	mg/kgTS	50-800	800 ³⁾
Nickel (Ni)	mg/kgTS	10-200	200 ³⁾
Quecksilber (Hg)	mg/kgTS	0,5-5	5 ²⁾
Zink (Zn)	mg/kgTS	300-2500	2500 ³⁾
¹⁾ Klärschlämme, die die Erwartungswerte überschreiten, müssen auf ihre Eignung zur Mitverbrennung im Kraftwerk im Einzelfall geprüft werden.			
²⁾ maximale Werte aus kraftwerksbetrieblicher Sicht bzw. Emissionsgründen			
³⁾ Werte in Anlehnung an die Abf KLÄR V, 1992			



6.9.3. Einfluss der Fällung auf die Umwelt

6.9.3.1. Auswirkungen der Fällung auf den Metallgehalt im Ablauf von Kläranlagen

Die mit dem Fällmittel dem Abwasser zugegebenen Metalle sind hauptsächlich Eisen und Aluminium. Die übrigen Metalle spielen, sofern die Anforderungen an die Reinheit der Fällmittel eingehalten werden, keine Rolle. (vgl. Kapitel [6.2.2](#)).

Bei der Zugabe von Aluminium muss berücksichtigt werden, dass es in Abhängigkeit vom pH-Wert und Calciumgehalt schon bei geringen Konzentrationen fischtoxisch wirken kann (vgl. Andres, 2003).

Wie hoch die Metallanteile im Ablauf der Kläranlage sind, hängt im Wesentlichen von der Effektivität der Abtrennung suspendierter Stoffe ab. Aber auch das Maß der Fällmitteldosierung, der pH-Wert sowie die Prozesstechnik spielen eine Rolle.

Bei einer üblichen Fällmitteldosis, bei pH-Werten um den Neutralpunkt und beim Vorhandensein ausreichender Flockenabtrennung werden nach älteren Studien Eisen- oder Aluminiumgehalte von 1 mg/l (0,5 mg/l bei Flockungsfiltration) im Ablauf i.Allg. nicht überschritten (vgl. LWA 1989).



6.9.3.2. Auswirkungen der Fällung auf den Salzgehalt im Ablauf von Kläranlagen

Infolge der Verwendung von Metallsalzen kommt es zu einem Anionenaustausch im Wasser. PO_4^{3-} bildet mit den Metallionen unlösliche Verbindungen und wird entfernt; die Anionen des Fällmittels (Cl^- oder SO_4^{2-}) gelangen ins Wasser. Die Zufuhr der Cl^- oder SO_4^{2-} -Anionen in die Gewässer kann im Allgemeinen toleriert werden (ATV-DVWK-M 206, 2001). Bei Gewässern mit besonderen Anforderungen an die Nutzung ist im Einzelfall zu prüfen, in welchem Maße eine Umsalzung toleriert werden kann.

Die entsprechende Menge an Chlorid oder Sulfatinonen kann wie folgt berechnet werden. Angaben zum Chlorid oder Sulfatgehalt der Chemikalien sind den Datenblättern der Fällmittelhersteller zu entnehmen.

FeCl_3 : 1 g Fe^{3+} entspricht 1,9 g Cl^- , umgerechnet auf den entfernten Phosphor bei einem Molverhältnis Fe/P von $56/31 = 1,8$ ergibt das 1,0 g $\text{Cl}^-/\text{g P}_{\text{entfernt}}$.

$\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$: 1 g Fe^{2+} entspricht 1,7 g SO_4^{2-} , ergibt 0,9 g $\text{SO}_4^{2-}/\text{g P}_{\text{entfernt}}$.

So werden beispielsweise beim Einsatz von 60 kg Fe^{3+}/d : $60 \cdot 1,9 = 114$ kg Chlorid ins Gewässer gegeben. Bei Angaben von bspw. 10 % Cl^- im Datenblatt eines Lieferanten und einer Dichte von 1,41 des Produktes ergibt sich der Chloridgehalt zu $100 \text{ g/kg} \cdot 1,41 \text{ kg/l} = 141 \text{ g/l}$. (vgl. Schneider et al., 2005).

Da bei der Fällung Phosphat und Hydrogencarbonat eliminiert werden, bleibt der Gesamt-Salzgehalt (Leitfähigkeit) im Abwasser der Kläranlage nahezu gleich (vgl. ATV-DVWK-A 202, 2002).



6.9.3.3. Auswirkungen der Kalkfällung

Bei einer Vorfällung können pH-Werte bis 9,3 zugelassen werden. Bei einer Kalkhydratdosierung in die Belebungsstufe darf ein pH-Wert von 9,0 im Ablauf der Anlage üblicherweise nicht überschritten werden, da aufgrund des hohen pH-Wertes im Gewässer fischtoxisches Ammoniak entstehen kann (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).



7. Biologische P-Elimination (Bio-P)

7.1. Grundlagen der biologischen P-Elimination

Bakterienwachstum in biologischen Kläranlagen ist stets mit einer Phosphorinkorporation in die Zelle verbunden.

Unter der vermehrten biologischen Phosphorelimination, im Folgenden Bio-P genannt, versteht man eine über das normale, wachstumsbedingte Maß hinausgehende Phosphoraufnahme und -bindung durch den belebten Schlamm (Teichfischer, 1994).

Es wird die Erkenntnis genutzt, dass es möglich ist, verschiedene Bakteriengruppen im Belebtschlamm anzureichern, die unter entsprechenden Prozessbedingungen eine erhöhte Phosphoraufnahme besitzen. Durch diese Art der biologischen Phosphorelimination (luxury uptake) erhöht sich daher der Phosphorgehalt des abgezogenen Überschussschlammes. Ein P-Gehalt von 30 g P/kg TS wird im Normalfall erreicht.

Die erforderlichen Prozessbedingungen für die Bio-P sind ein ständiger Wechsel von anaeroben zu aeroben Verhältnissen, um einen Stoffwechselstress zu erzielen:

1. Unter anaeroben Bedingungen kommt es zum Zusammenwirken zweier Bakteriengruppen. Fakultative Anaerobier produzieren aus den abbaubaren organischen Abwasserinhaltsstoffen kurzkettige Fettsäuren (u.a. Acetat), die den obligat aeroben phosphatspeichernden Mikroorganismen (z.B. Acinetobacter) als Substrat dienen. Man bezeichnet diese Mikroorganismen auch als PAOs (Polyphosphat Accumulating Organisms). Gegenüber anderen aeroben Mikroorganismen haben sie den Vorteil, unter anaeroben Milieubedingungen ihren Polyphosphatspeicher als Energiequelle nutzen zu können, um weiterhin Reservestoffe (Poly-β-hydroxybuttersäure PHB) zu synthetisieren. Der Abbau des Polyphosphatspeichers bewirkt dabei ein Freisetzen von PO_4 in das umgebende Medium (i.d.R. das anaerobe Becken).
2. In einer nachfolgenden aeroben Phase wird der Polyphosphat- Energiespeicher wieder aufgefüllt, indem PO_4 aus dem Medium aufgenommen wird, und zwar in einem höheren Maß, als es für den Zellstoffwechsel notwendig wäre. Die dazu erforderliche Energie wird durch den oxidativen Abbau vor allem der Reservestoffe, aber auch exogener Substrate gewonnen. Die Verfügbarkeit endogener Substrate kann einen entsprechenden Selektionsvorteil bieten.

Die beschriebenen Vorgänge sind in [Abbildung 7.1](#) und [Abbildung 7.2](#) dargestellt und die [Tabelle 7.1](#) zeigt Zusammenhänge zwischen verschiedenen Milieubedingungen, der Art des Energiegewinns und dem Stoffwechsel der Bakteriengruppen.

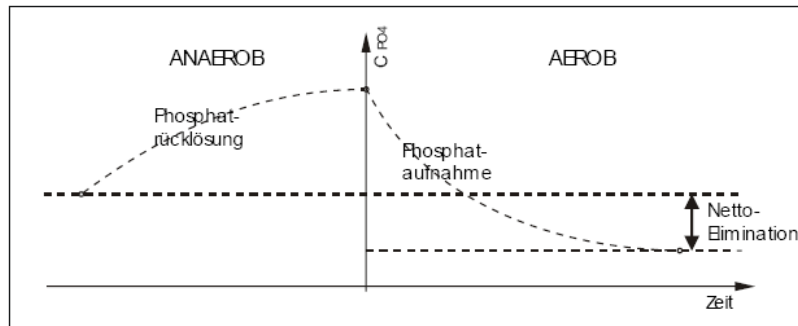


Abbildung 7.1: Prinzipieller Verlauf der P-Konzentration in einer Anlage zur biologischen Phosphorelimination (Schönberger, 1990)

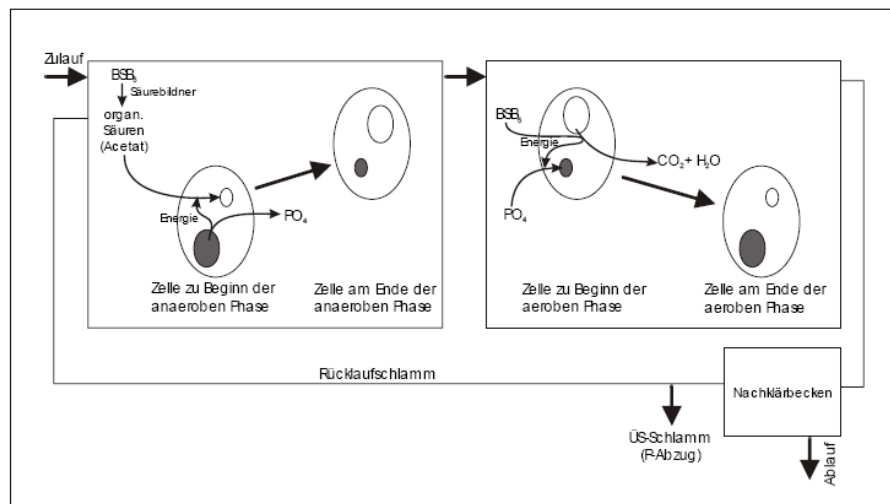


Abbildung 7.2: Vereinfachte Darstellung der Stoffwechselprozesse bei der biologischen Phosphorelimination (Helmer und Kunst, 1996)

Tabelle 7.1: Zusammenhänge zwischen verschiedenen Milieubedingungen, der Art des Energiegewinns und dem Stoffwechsel der Bakteriengruppen in einer Kläranlage mit biologischer Phosphorentfernung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Begriffe	Milieubedingungen	Energiestoffwechsel	Wachstum	Stoffwechselaktivitäten
aerob (oxisch)	gelöst. O_2 vorhanden NO_3/NO_2 kann vorhanden sein	O_2 -Atmung	obligate Aerobier (mit u. ohne Poly-P. Speicherung) fakultative Anaerobier Nitrifikanten	Um- u. Abbau v. organischen Substraten (BSB/CSB) Nitrifikation P-Aufnahme
anoxisch	NO_3/NO_2 vorhanden kein gelöstes O_2	Nitratatmung (Denitrifikation)	fakultative Anaerobier besonders mit Nitratatmung (Denitrifikation)	Um- u. Abbau v. organischen Substraten (BSB/CSB) P-Aufnahme oder keine P-Veränderung oder P-Rücklösung Denitrifikation
anaerob	kein gelöstes O_2 kein NO_3/NO_2	Gärungen	fakultative Anaerobier mit Gärungsstoffwechsel	Umbau organischer Substrate (BSB/CSB) P-Rücklösung



7.1.1. Günstige Voraussetzungen für die biologische P-Elimination

Bei der vermehrten biologischen P-Elimination ist ein entscheidender Faktor die P-Rücklösung unter anaeroben Bedingungen. Je höher die Phosphatrücklösung und damit die Speicherstoffbildung, umso besser ist die anschließende Phosphoraufnahme in der aeroben Zone. Durch zahlreiche Messungen an Labor-, halbtechnischen und großtechnischen Anlagen sind verallgemeinerte Aussagen über Einflussparameter möglich. Ohne quantitative Angaben über die mögliche Effizienz der Verfahren zu machen, sind u.a. folgende positiven Einflüsse bekannt (Scheer, 1995):

- Geringer Eintrag von gelöstem Sauerstoff oder Nitrat in die anaerobe Zone (siehe Kapitel [7.1.1.1](#)).
- Hoher Gehalt an leicht abbaubaren Substraten (z.B. organische Säuren) bzw. ein günstiges Nährstoffverhältnis (siehe Kapitel [7.1.1.2](#)).
- Möglichst geringes Schlammalter (siehe Kapitel [7.1.1.3](#)).

Zu beachten ist weiterhin, dass:

- eine Verminderung der anaeroben Kontaktzeit (siehe Kapitel [7.1.1.4](#)),
- eine Substratkonkurrenz der Denitrifikanten und
- eine unzureichende O₂-Zufuhr und Anwesenheit von H₂S im Belebungsbecken (siehe Kapitel [7.1.1.5](#))

eine deutliche Beeinträchtigung der Funktion der Bio-P zur Folge hat. (vgl. Universität für Bodenkultur Wien, 2007).

Weiterhin wirkt sich die Temperatur (siehe Kapitel [7.1.1.6](#)) und der pH-Wert (siehe Kapitel [7.1.1.7](#)) auf die Eliminationsrate aus.



7.1.1.1. Möglichst geringer $\text{NO}_3\text{-N}$ -Zufluß ins Anaerobbecken

Die Phosphatrücklösung kann durch Nitrat gestört werden. Dabei wird angenommen, dass die Konkurrenz denitrifizierender und polyphosphatspeichernder Bakterien um das leicht abbaubare Substrat der Grund für die Nitrathemmung ist. Dadurch, dass Nitratsauerstoff die Neubildung organischer Säuren durch fakultative Anaerobier unterbindet, wird dieser Konkurrenzkampf noch verstärkt (Teichfischer, 1994).

Abbildung 7.3 zeigt den Zusammenhang zwischen der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und der P-Rücklösung.

In Tabelle 7.2 werden die Prozessbedingungen für die Bio-P bezogen auf Sauerstoff und Nitrat angegeben. Im Anaerobbecken müssen sowohl die Nitrat- als auch die Sauerstoffkonzentrationen unter 0,1 mg/l liegen, damit es zu einer Phosphatrücklösung kommt.

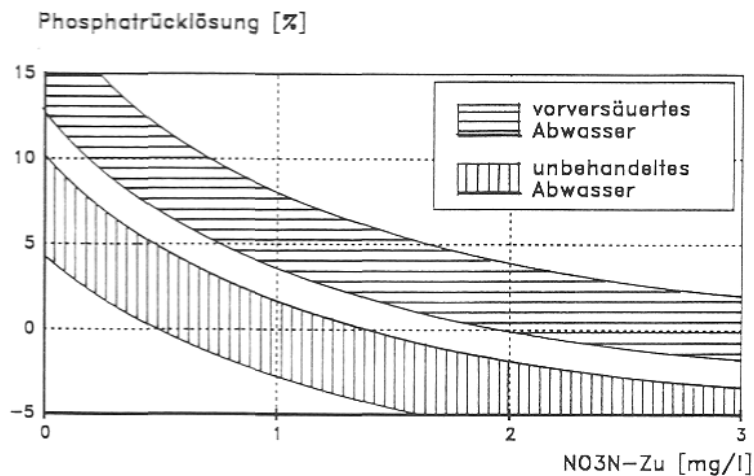


Abbildung 7.3: Zusammenhang zwischen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und P-Rücklösung im Anaerobbecken (Teichfischer, 1994)

Tabelle 7.2: Prozessbedingungen bei der biologischen Phosphatelimination

Anaerobbecken	Denitrifikation	Nitrifikation
	$\text{NO}_3\text{-N} \rightarrow \text{N}_2$	$\text{NH}_4\text{-N} \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$
Wenn Nitrat < ca. 0,5 mg/l P-Rücklösung	P-Aufnahme bzw. P-Rücklösung in Abhängigkeit von Nitrat	P-Aufnahme
$\text{O}_2 < 0,1 \text{ mg/l}$	$\text{O}_2 < 0,1 \text{ mg/l}$	$\text{O}_2 > 1 \text{ mg/l}$



7.1.1.2. Günstige Nährstoffverhältnisse

Die Phosphatrücklösung wird durch den Anteil an leicht abbaubaren gelösten Stoffen, vor allem organischen Säuren, im Zulauf der Anaerobstufe bestimmt. Maßgebend für die biologische Phosphor-Entfernung ist daher die Abwasserzusammensetzung. Ein konzentriertes Abwasser mit einem hohen BSB_5 -Wert und eine dazu relativ geringe Phosphorkonzentration begünstigen die biologische Phosphorentfernung. Gemäß ATV-Arbeitsbericht bilden ein P / BSB_5 -Verhältnis $< 0,03$ und ein N / BSB_5 -Verhältnis $< 0,25$ im Zulauf zur Belebung günstige Voraussetzungen für einen vermehrten biologischen P-Abbau.



7.1.1.3. Einfluss von Schlammbelastung und Schlammalter

Bei einer hohen Schlammbelastung stellt sich ein entsprechend geringeres Schlammalter ein. Die sich daraus ergebende hohe Überschussschlammproduktion begünstigt die Bio-P-Elimination.

Auf Nitrifikation bemessene kommunale Kläranlagen ($t_{TS} = 8 \text{ } 10 \text{ d}$), das Schlammalter betreffend, bringen jedoch noch günstige Voraussetzungen für die Bio-P mit. Eine weitere geringe Reduzierung des Schlammalters wird die Bio-P zwar verbessern, jedoch besteht zunehmend die Gefahr des Zusammenbrechens der Nitrifikation. Demgegenüber scheinen bei verlängerten Schlammaltern (Stabilisierungsanlagen) ungünstige Voraussetzungen für eine wirkungsvolle Bio-P zu herrschen (Teichfischer, 1994). Neuere Erfahrungen zeigen jedoch, dass es durchaus möglich ist, auch bei hohem Schlammalter, gute Resultate mit der Bio-P zu erreichen (vgl. Kapitel [12.1.1](#)).



7.1.1.4. Anaerobe Kontaktzeit

Die Kontaktzeit im Anaerobbecken und damit die Auslegung der Anaerobstufe sind wesentlich für die P-Rücklösung.

Bei einer ausreichend hohen Konzentration an organischen Säuren ist die P-Rücklösegeschwindigkeit der Bio-P-Bakterien der maßgebende Faktor für die anaerobe Kontaktzeit. Bei geringeren Konzentrationen organischer Säuren ist deren Bildung im anaeroben Becken limitierend für die P-Rücklösung. Wird außerdem noch Nitrat mit dem Rücklaufschlamm eingetragen, verlängert sich die erforderliche Kontaktzeit nochmals, da Denitrifikation und P-Rücklösung aufgrund des gleichen verwendeten Substrats in Konkurrenz treten.

Demnach muss in Abhängigkeit von den Randbedingungen eine kürzere oder längere Kontaktzeit gewählt werden. Für die Bemessung werden Werte zwischen 0,5 und 2,0 h (siehe Kapitel [7.3](#)) angesetzt. Eine Erhöhung der anaeroben Kontaktzeit über 2 Stunden hat keinen Einfluss auf eine verbesserte P-Elimination (Teichfischer, 1994).



7.1.1.5. Phosphataufnahme

Für eine gute biologische Phosphataufnahme sind stets aerobe Bedingungen ($O_2 > 1 \text{ mg/l}$) notwendig, sonst kann es zu einer unerwünschten Phosphatrücklösung kommen (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen). Eine zu kurze Belüftung kann die P-Aufnahme beeinträchtigen.

Außerdem kann die Anwesenheit von Schwefelwasserstoff zu einer Hemmung der P-Aufnahme führen (vgl. LfU, 1997).



7.1.1.6. Temperatur

Mit Absinken der Temperatur vermindert sich die Rate der Phosphataufnahme durch die Biomasse, doch auch bei 10°C und tieferen Temperaturen kann sich nach einer Adaptation eine ausreichende Phosphorentfernung einstellen (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).

Untersuchungen an Reinkulturen und an belebten Schlämmen im Labormaßstab bestätigen eine Temperaturabhängigkeit. In der Praxis ist die genaue Abhängigkeit der P-Rücklösung und -aufnahme kaum zu quantifizieren. Zum einen ist der Vergleich der Temperatureinwirkungen auf verschiedenen Kläranlagen praktisch nicht möglich, da andere Randbedingungen einen erheblichen Einfluss auf den Wirkungsgrad der Bio-P haben. Zum anderen sind neben den Reaktionen der Bio-P auch deren Einflussgrößen wie z.B. der Nitratgehalt im Rücklaufschlamm stark temperaturabhängig. Daher kann die isolierte Betrachtung des Temperatureinflusses auf die Bio-P in der Praxis nur ein verschwommenes Bild liefern (Teichfischer, 1994) und wurde bisher in der Bemessung noch nicht berücksichtigt.

Man muss beachten, dass je niedriger die Temperatur ist, umso schlechter die Absetzeigenschaften des Schlammes werden. Daher wird oftmals im Winter eine Umfahrung des Anaerobreaktors empfohlen.



7.1.1.7. Einfluss des pH-Wertes

In der P-Rücklösephase produzieren fakultativ anaerobe Bakterien Gärungsendprodukte. Diese Endprodukte beeinflussen den pH-Wert; es findet eine Versäuerung des Milieus statt. In der Regel stellt sich ein Gleichgewichtszustand zwischen der Bildung organischer Säuren und deren Verbrauch ein. Hieraus resultiert ein relativ konstanter pH-Wert. Wenn dieser im Bereich $< \text{pH } 5$ liegt, werden enzymatische Reaktionen gehemmt oder sogar durch Strukturveränderungen der Enzyme unterbunden. Als optimal hat sich für die P-Rücklösung der Bereich um pH 7 herausgestellt (Teichfischer, 1994).



7.1.2. Unterstützende Maßnahmen zur biologischen P-Elimination

Um günstige Voraussetzungen (vgl. Kapitel [7.1.1](#)) für die Bio-P zu schaffen, können unterstützende Maßnahmen getroffen werden. Hier erfolgt nur eine kurze Zusammenfassung einiger Maßnahmen, die getroffen werden können. Die genaue Umsetzung wird bei der Beschreibung der unterschiedlichen Verfahren zur erhöhten biologischen P-Elimination, insbesondere bei der Auswahl patentrechtlich geschützter Verfahren, in Kapitel [7.2](#) nochmals ausführlich geschildert.

Maßnahmen zur Unterstützung der Bio-P (vgl. Teichfischer, 1994):

- Verhinderung einer Nitrat- und Sauerstoffzufuhr in die Anaerobstufe (getrennte Kaskadenbecken, unbelüfteter Sandfang oder Abschalten des letzten Belüfters im Sandfang, keine Abstürze hinter der Vorklärung, effektive Denitrifikation (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen),
- keine Vorklärung oder Vorklärung mit geringer Aufenthaltszeit bzw. Bypassführung von Rohabwasser in die biologische Vorstufe (Barjenbruch, 2007 a),
- keine Einleitung von Überschussschlamm ins Vorklärbecken,
- möglichst kurzes Schlammalter,
- weitestgehende Denitrifikation,
- hoher Gehalt an organischen Säuren (> 100 mg/l) (siehe Kapitel [7.1.2.1](#) und [7.1.2.2](#)),
- Vermeidung von Rückbelastung aus der Schlammbehandlung, (maschinelle Entwässerung, keine statische Eindickung) (siehe Kapitel [7.5.1.1](#)).



7.1.2.1. Versäuerung von Primärschlamm

Wenn nicht genug Säure im Abwasser enthalten ist, lassen sich im Klärwerk durch eine teilweise Versäuerung des Primärschlammes organische Säuren produzieren, wie die nachfolgenden Beispiele zeigen sollen (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen). Allerdings ist anzumerken, dass sich diese Verfahren in der Praxis nicht durchgesetzt haben.

VERSÄUERUNG MIT EINDICKER

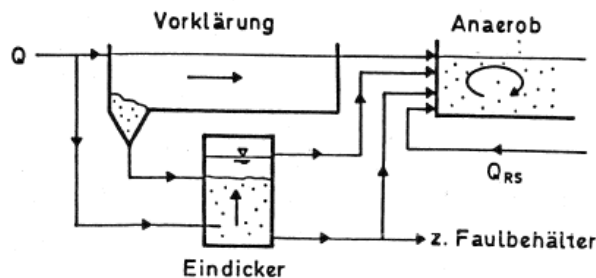


Abbildung 7.4: Versäuerung mit Eindicker (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Bei diesem Verfahren wird der Primärschlamm in einen Wascheindicker mit verlängerter Schlammaufenthaltszeit gepumpt. Das Trübwasser mit den im Eindicker gebildeten Säuren wird der Anaerobzone zugeleitet und der eingedickte Schlamm in den Faulbehälter bzw. zu einer anderen Schlammbehandlung gepumpt. Um Geruchsentwicklung zu vermeiden, ist der Eindicker abzudecken und eventuell die Abluft einer Geruchsbehandlung zuzuführen.

VERSÄUERUNG MIT VORKLÄRUNG

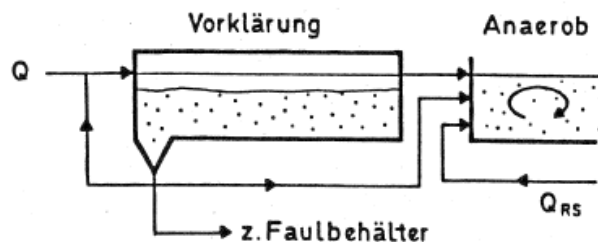


Abbildung 7.5: Versäuerung mit Vorklärung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Eine weitere Möglichkeit ist, das Vorklärbecken als Versäuerungsbecken auszunutzen. Der angefaulte Schlamm wird entweder in den Faulbehälter oder in die Anaerobzone gepumpt. Auch hier muss, um eine eventuelle Geruchsbelästigungen zu vermeiden, eine Abdeckung und eine Behandlung von Abluft vorgesehen werden.

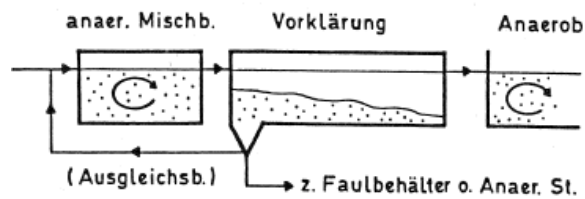
VERSÄUERUNG MIT ANAEROBER BELEBUNG

Abbildung 7.6: Versäuerung mit anaerober Belebung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Hier wird eine Versäuerung durch ein dem abgedeckten Vorklärbecken vorgeschaltetes Mischbecken erreicht. Mischbecken und Vorklärbecken arbeiten als anaerobes Belebungsverfahren. Dieses System ist dann günstig, wenn das Mischbecken gleichzeitig als Ausgleichsbecken, jedoch mit einer längeren Verweilzeit verwendet wird. Der anaerobe Schlamm wird entweder in den Faulbehälter oder in die Anaerobzone gepumpt.

**7.1.2.2. Versäuerung durch Dosierung von Säure**

Durch die Regelung über die Phosphatkonzentration im Rücklösebecken kann der zeitweise auftretende Substratmangel ohne Zeitverzögerung durch Zugabe von Säure ausgeglichen werden.

Eine Kostenabschätzung der Substratdosierung gegenüber der unterstützenden Simultanfällung ergibt, dass letztere im direkten Vergleich deutlich günstiger wäre. Es ist aber auch denkbar, spezielle Industrieabwässer mit hohen Anteilen organischer Säuren vorzuhalten und zu Zeiten von Substratmangel im Abwasser geregelt zu dosieren (Teichfischer, 1994).



7.2. Verfahren der erhöhten biologischen P-Elimination

Verfahrenstechnisch können prinzipiell alle für die Stickstoffentfernung bekannten Varianten des Belebungsverfahrens durch die Integration anaerober Zonen oder Zeiten auch für die biologischen Phosphorentfernung modifiziert und entsprechend eingesetzt werden.

Aber auch in Belebungsanlagen, die nur auf Kohlenstoffelimination ausgerichtet sind, ist eine erhöhte biologische P-Elimination möglich, wenn das Schlammalter mindestens $t_{TS} = 2$ bis 3 d beträgt (vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000).

Die Verfahren unterscheiden sich in Anordnung und Gestaltung der Becken sowie in der unterschiedlichen Abwasser- und Schlammführung.

Je nach der verfahrenstechnischen Anordnung der Anaerobbecken im Prozess werden die beiden Verfahrensgruppen der Hauptstromverfahren (siehe Kapitel [7.2.1](#)) und Nebenstromverfahren (siehe Kapitel [7.2.2](#)) unterschieden, auch Kombinationen sind möglich (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).

Die biologische P-Elimination reicht jedoch nicht immer aus, um die geforderten Überwachungswerte im Ablauf sicher einzuhalten. Deshalb ist in der Regel die Möglichkeit zur Dosierung von Fällungs-/Flokungschemikalien auch für diese Fälle vorzusehen (ATV-DVWK-M 206, 2001) (siehe Kapitel [7.4](#)).

Bei der Verfahrensführung ist unbedingt zu beachten, dass in anderen anaeroben Reaktoren auf der Kläranlage (z.B. Eindicker) im Überschussschlamm biologisch gebundenes Phosphat ebenfalls rückgelöst werden kann (siehe Kapitel [7.5.1.1](#)).



7.2.1. Hauptstromverfahren

Bei den Hauptstromverfahren wird der belebte Schlamm im vorgeschalteten anaeroben Becken mit dem Abwasserstrom in Kontakt gebracht, d.h., das anaerobe Becken liegt im Abwasserstrom.

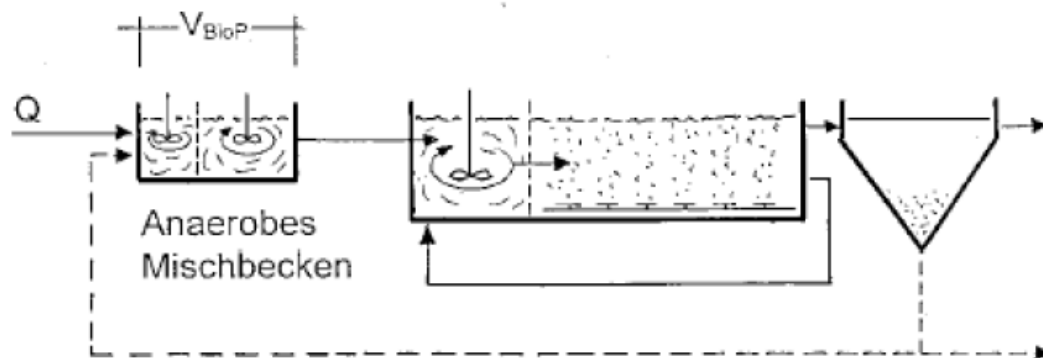


Abbildung 7.7: Hauptstromverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation (ATV-DVWK-A 131, 2000)

Das Hauptstromverfahren, lässt sich bei nahezu allen Bau- und Betriebsweisen des Belebungsbeckens durchführen.

Bei der vorgeschalteten Denitrifikation wird ein weiteres anaerobes Becken vorgeschaltet bzw. vom Belebungsbecken abgetrennt. Hier werden das zulaufende Abwasser und der Rücklaufschlamm vermischt und unbelüftet gerührt (siehe [Abbildung 7.7](#)).

Nach erfolgter Phosphatrücklösung gelangt diese Mischung in ein Denitrifikationsbecken, um das mit dem internen Kreislauf aus der Nitrifikationszone herangeführte Nitrat zu reduzieren. Das letzte Becken ist aerob. Hier erfolgen der restliche BSB₅-Abbau, die Nitrifikation, Phosphataufnahme und die Entnahme des Phosphates allein über den Überschussschlamm.

Da sowohl Zulauf und Rücklaufschlamm in der Regel nur noch wenig Nitrat enthalten, stellen sich in dem vorgeschalteten Becken anaerobe Bedingungen ein und eine Rücklösung des Phosphates findet statt.

Allerdings können dennoch systembedingte Nitratgehalte im Rücklaufschlamm zu einer gewissen Beeinträchtigung der Phosphatrücklösung im vorgeschalteten anaeroben Becken führen.

Aus diesem Grund ist dieses Verfahren mehrfach modifiziert und weiter entwickelt worden. So kann zur Vermeidung des Nitratsintrags in das Anaerobbecken entweder eine gezielte Denitrifikation des Rücklaufschlamm durchgeführt werden oder aber anstelle des Rücklaufschlamm über einen separaten Schlammkreislauf eine Beschickung des Beckens mit Biomasse aus dem in der Regel nitratarmen, anoxischen Denitrifikationsbecken heraus vorgenommen werden (siehe auch Kapitel [7.2.3](#)).

Bei dem Verfahren mit simultaner Denitrifikation ist es prinzipiell auch ohne einem vorgeschaltetem Anaerobbecken, insbesondere bei langen Fließzeiten und gegebenenfalls einer geeigneten Belüftungsregelung, möglich, in einem Umlaufbecken zeitgleich nebeneinander

anaerobe, anoxische und aerobe Zonen auszubilden, um auf diese Weise in einem Reaktor simultan die biologische Phosphor- und Stickstoffentfernung sowie den Kohlenstoffabbau durchzuführen.

Neben der räumlichen Begrenzung der unterschiedlichen Milieubedingungen kann dies bei Anlagen mit intermittierender Belüftung auch in einer zeitlichen Abfolge erfolgen. Es kann entweder ein separates Anaerobbecken vorgeschaltet werden, oder der Belebungsbeckeninhalt muss nach Abschluss der Denitrifikationsphase bei Abwasserbeschickung für eine gewisse Zeit unbelüftet gerührt werden, um anaerobe Verhältnisse zu sichern. Voraussetzung ist die Ausbildung des Belebungsbeckens in Form eines totalen Mischbeckens sowie eine zweckentsprechende Prozessregelung. Eine eventuell erforderliche aerobe Stabilisation des belebten Schlammes muss jedoch gewährleistet sein. Beim SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reactor) verlaufen alle Prozesse in einem Reaktor, es entfällt die Nachklärung.

Wird beim Verfahren ohne Nitrifikation dem Belebungsbecken ein anaerobes Becken vorgeschaltet, kann aufgrund der belastungsbedingten hohen Schlammaktivität und der nicht vorhandenen Nitratproblematik tendenziell mit vergleichsweise kürzeren Kontaktzeiten gearbeitet werden. Bei sehr kurzem Schlammalter (1,5 – 2 Tage) wurde mehrfach von Schwierigkeiten berichtet, eine nennenswerte biologische Phosphorentfernung zu erzielen (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).



7.2.2. Nebenstromverfahren

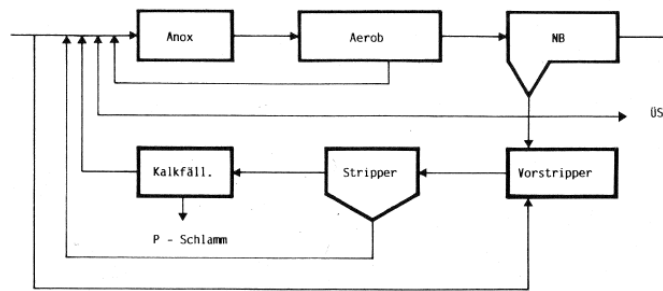


Abbildung 7.8: Nebenstromverfahren (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Bei den Nebenstromverfahren ist das anaerobe Becken in den Rücklaufschlammkreislauf integriert, d.h., der belebte Schlamm kommt unter anaeroben Bedingungen nicht mit dem gesamten Abwasserzulauf in Berührung. Dabei wird das Ziel verfolgt, zusätzlich zu der üblichen Entnahme mit dem Überschussschlamm einen möglichst großen Anteil des aufgenommenen Phosphats in einem Nebenstrom unter anaeroben Bedingungen rückzulösen und chemisch zu fällen.

Bei diesem Verfahren wird ein Teilstrom des Rücklaufschlammes über ein anaerobes Becken mit Aufenthaltszeit zwischen etwa 8 und 24 Stunden geleitet, in dem der aufgenommene Phosphor rückgelöst und in einem getrennten Becken durch Zugabe von Kalk ausgefällt wird. Mit anderen Fällungschemikalien ergibt sich gegenüber den klassischen Fällungsverfahren keine Einsparung an Fällmitteln. Zur Verbesserung des Wirkungsgrades wird im Allgemeinen ein zusätzlicher Kreislauf zur Auswaschung des rückgelösten Phosphates aus der Schlammschicht in den Überlauf des Strippers benötigt. Der von der phosphorhaltigen Lösung abgetrennte belebte Schlamm wird wieder dem Anaerobbecken zur erneuten Phosphor-Aufnahme zugeführt.

Ursprünglich ist das Verfahren für nicht nitrifizierende Anlagen entwickelt worden. Wird der Rücklaufschlamm jedoch über ein anoxisches Becken (Vorstripper) geführt, so ist auch in nitrifizierenden Anlagen eine Phosphor-Entfernung möglich (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).

Durch dieses Verfahren wird die P-Rückgewinnung möglich (vgl. Kapitel [14](#)).



7.2.3. Auswahl patentrechtlich geschützter Verfahren

Dieses Kapitel beschreibt nur eine Auswahl der vielfältigen Verfahren, die zur biologischen P-Elimination entwickelt wurden (vgl. Teichfischer, 1994):

PHOREDOX-VERFAHREN

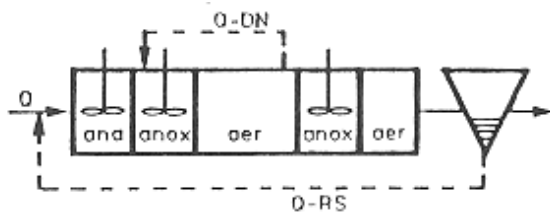


Abbildung 7.9: Phoredox-Verfahren (Teichfischer, 1994)

Ende der 1970er Jahre wurde durch James Barnard in Johannesburg nach einem Stromausfall eine erhöhte Konzentration an $\text{PO}_4\text{-P}$ im Zulauf der Belebungsbecken gemessen. Er entwickelte das Bardenpho-Verfahren und modifizierte es zum Phoredox-Verfahren. Es entspricht im Wesentlichen dem Verfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation.

UCT-VERFAHREN

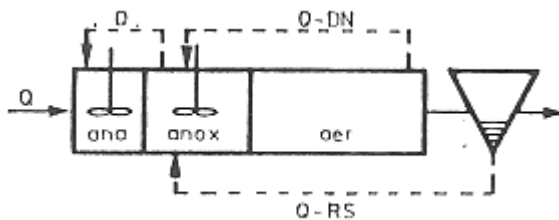


Abbildung 7.10: UCT-Verfahren (Teichfischer, 1994)

Das UCT-Verfahren (**U**niversity of **C**ape **T**own) war eines der ersten Verfahren zur weitergehenden biologischen P-Elimination.

Es berücksichtigt einen möglichst geringen Nitratreintrag ins anaerobe Becken, indem der Rücklaufschlamm vor Einleitung ins anaerobe Becken das Denitrifikationsbecken durchläuft, dies hat allerdings zur Folge, dass nur ein geringer TS-Gehalt in der Anaerobstufe erreicht wird, was zu einem größeren Becken führt. Daher wird diese Technik in Deutschland weniger verwendet.

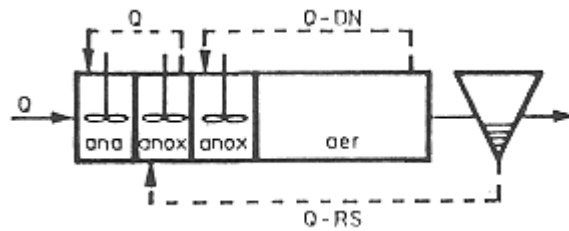
MODIFIZIERTES UCT-VERFAHREN

Abbildung 7.11: Modifiziertes UCT-Verfahren (Teichfischer, 1994)

Zur besseren Substratausnutzung bei der Rücklaufschlamm-Denitrifikation ist im modifizierten UCT-Verfahren die Deni-Zone in zwei Kaskaden aufgelöst, wobei der Rücklaufschlamm in die erste, die interne Rezirkulation in die zweite Kaskade geführt wird. Hinsichtlich des größeren Beckens gelten die Aussagen wie für das UCT-Verfahren.

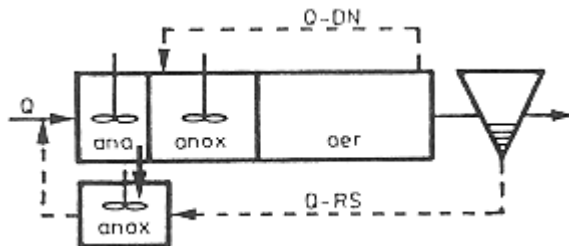
ISAH-VERFAHREN

Abbildung 7.12: ISAH-Verfahren (Teichfischer, 1994)

Bei dem ISAH-Verfahren (Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover) wird der Rücklaufschlamm auch in einem separaten Becken denitrifiziert. Zur Sicherstellung der Substratzufuhr kann eine Pumpe oder eine Klappe zwischen dem anoxischen RS-Deni-Becken und dem anaeroben Becken auf einen größeren Durchfluss im Vergleich zur Rücklaufschlammmenge eingestellt werden. Es strömt dann Substrat aus dem anaeroben Becken durch ein Fenster in das Rücklaufschlamm-Denitrifikationsbecken. Diese Technologie wird in Norddeutschland häufiger angewendet und ist lizenzfrei.

CISAH-VERFAHREN

Eine Kombination aus ISAH- und Nebenstromverfahren stellt das Konzept CISAH (Combined ISAH) dar. Im CISAH-Verfahren wird über eine bedarfsweise Fällung eines Teilstroms mit hohem Phosphatgehalt eine optimale Ausnutzung der Bio-P erreicht.



7.3. Bemessung der biologischen P-Elimination

Zur Bemessung der Bio-P stehen verschiedene mehr oder weniger aufwendige Modelle zur Verfügung. Hier wird nur eine Auswahl gebräuchlicher Modelle beschrieben und für ausführlichere Informationen auf Fachliteratur verwiesen.

Grundsätzlich wird zwischen stationären Berechnungsmodellen (siehe Kapitel [7.3.1](#)) und dynamischen Simulationsmodellen (siehe Kapitel [7.3.2](#)) unterschieden.

Bei den stationären Ansätzen wird von einer konstanten Belastung über einen langen Zeitraum ausgegangen. Dabei werden die Bemessungsgrundlagen aus vorhandenen Kennwerten berechnet. Aus statistisch ermittelten Lastfällen werden erforderliche Beckenvolumina und interne Stoffströme errechnet. Für die Berechnung stehen folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- Einsatz von Programmen (z.B. Belebungs-Expert, DENIKA, ARABer, ISA)
- Aufstellung von EDV-Arbeitsblättern
- Berechnungen per Hand

Das Arbeiten mit einem mathematischen Modell, das durch Erkennen des zeitabhängigen Verhaltens Rückschlüsse auf das tatsächliche Reagieren einer Anlage macht, wird als dynamisches Modell bezeichnet. Den Kern dieser Modelle bildet ein System gekoppelter Differentialgleichungen (Modellmatrix). Für die dynamische Simulation stehen folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- Einsatz von Simulationsmodellen (z.B. ASM x)
- Einsatz von Programmen (z.B. ASIM, GPS-X, SIMBA, EFOR)

Von Vorteil ist, dass verschiedene neue komplexe Lastszenarien gerechnet werden können. Nachteilig ist der hohe Messaufwand für Kalibrierung und Validierung. Für den Einzelfall sollte überprüft werden, inwieweit der Aufwand bei komplexen Modellrechnungen, die sehr genaue Resultate liefern können, angemessen ist. Gerade bei kleineren Anlagen können Ansätze, die nur eine grobe Schätzung erlauben, dafür aber einfach durchzuführen sind, vorteilhaft sein.

Es kann auch empfehlenswert sein, durch Versuche im halbtechnischen Maßstab die Wirtschaftlichkeit des Verfahrens, dessen ökologischen Vorteile und die erreichbaren Ablaufwerte im Einzelfall festzustellen.



7.3.1. Ansätze stationärer Bemessungsmodelle

Im Folgenden wird eine Auswahl gebräuchlicher stationärer Ansätze beschrieben:

- ATV (siehe Kapitel [7.3.1.1](#), [7.3.1.3](#) und [7.3.1.4](#))
- BOLL (siehe Kapitel [7.3.1.2](#))
- WENTZEL (siehe Kapitel [7.3.1.5](#))
- SCHEER (MAURER und GUJER) (siehe Kapitel [7.3.1.6](#))
- ROSENWINKEL, WICHERN (siehe Kapitel [7.3.1.7](#))

Den ersten drei Verfahren ist gemeinsam, dass sie sehr überschlägliche, aber in der Praxis bewährte einfache Modelle verwenden. Eine genaue Abschätzung der Reinigungsleistung bestehender Anlagen ist damit nicht möglich. Die letztgenannten Ansätze können alle wesentlichen Zusammenhänge der biologischen Phosphorelimination darstellen, sind aber weitaus komplexer und benötigen entsprechend mehr Aufwand zur Datenermittlung der Eingabeparameter.



7.3.1.1. Vermehrte biologische P-Elimination gemäß ATV (1989)

Demnach sollte das anaerobe Becken bei sehr günstigen Randbedingungen 25 % des aeroben und anoxischen Beckenvolumens aufweisen, bei durchschnittlichen Randbedingungen 30 % und bei ungünstigen Randbedingungen soll die anaerobe Zone auf 35 % des aeroben und anoxischen Volumens vergrößert werden, um dem Schlamm längere Kontaktzeit unter anaeroben Milieubedingungen zu ermöglichen.

G 13:

$$V_{AN} = A \cdot (V_N + V_{DN})$$

mit:

V_{AN}	anaerobes Volumen
A	0,25 bis 0,35
V_{Ni}	aerobes Volumen
V_{DN}	anoxisches Volumen



7.3.1.2. Vermehrte biologische P-Elimination nach BOLL (1988)

Der Ansatz nach BOLL ist ein wenig komplexer als der der ATV. Neben den Randbedingungen gehen noch die Trockenwetterwassermenge, der Anteil des Zuflusses ins Anaerobbecken und der Anteil des Rücklaufschlammverhältnisses, das ins Anaerobbecken geführt wird, ein. Für die Randbedingungen gilt:

- günstig: $t_{K,AN} = 0,75 \text{ h}$
- ungünstig: $t_{K,AN} = 1 \text{ h}$

G 14:

$$V_{AN} = Q_t \cdot t_{K,AN} \cdot (f + RV_{AN})$$

mit:

V_{AN}	anaerobes Volumen
Q_t	maximaler Trockenwetterzufluss
$t_{K,AN}$	0,75 bis 2,0 h (Kontaktzeit)
f	Anteil des Zuflusses ins Anaerobbecken
RV_{AN}	Anteil des Rücklaufschlammverhältnissen, das ins Anaerobbecken geführt wird



7.3.1.3. Vermehrte biologische P-Elimination gemäß ATV-DVWK-A 131 (2000)

Im ATV-DVWK Arbeitsblatt 131 (2000) wird vorgeschlagen, das anaerobe Mischbecken für Mindestkontaktzeiten von 0,5 bis 0,75 Stunden, bezogen auf den maximalen Trockenwetterzufluss und den Rücklaufschlammstrom zu bemessen. Dieser Ansatz hat sich in der Praxis durchgesetzt, es handelt es sich um den bekanntesten Ansatz.

G 15:

$$V_{AN} = t_{K,AN} \cdot (Q_{TW} + Q_{RS})$$

$t_{K,AN}$	0,5 bis 0,75 h (Kontaktzeit)
Q_{TW}	maximaler Trockenwetterzufluss
Q_{RS}	Rücklaufschlammstrom



7.3.1.4. Vermehrte biologische P-Elimination gemäß ATV-DVWK-M 208 (1994, zurückgezogen), basierend auf das ATV-Arbeitsblatt-131

In der anaeroben Zone ist eine Mindestkontaktzeit von 0,75 Stunden bezogen auf den Trockenwetterzulauf und 100 % Rücklaufschlammförderung erforderlich. Bei noch nicht ausgelasteten Anlagen oder bei Betriebstemperaturen über der Bemessungstemperatur ist das für die Nitrifikation/Denitrifikation benötigte Volumen geringer als das nach ATV-A 131 erforderliche. Damit stehen bei diesen Bedingungen und somit während eines Großteils des Jahres (abhängig von Temperatur- und Belastungsverhältnissen in der jeweiligen Situation) ausreichende Volumina für die Nutzung als Anaerob-Zone für die biologische Phosphorentfernung zur Verfügung.

Basierend auf der Bemessung nach A 131 ist in [Abbildung 7.13](#) der Einfluss der Abwassertemperatur auf das erforderliche Beckenvolumen bei der Bemessungsfracht dargestellt. [Abbildung 7.13](#) zeigt, dass die Temperatur einen wesentlichen Einfluss auf das für Nitrifikation und Denitrifikation erforderliche Beckenvolumen hat. So sind bei 20°C z.B. nur 40 % des bei 10°C benötigten Volumens zur Erzielung des gleichen Ablaufergebnisses erforderlich.

Die Berechnungen zeigen also, dass eine nach A 131 ausgelegte Anlage bei entsprechend hoher Temperatur auch ohne zusätzliches Beckenvolumen mit biologischer Phosphorentfernung betrieben werden kann. Bei voller Auslastung und Betrieb bei Bemessungstemperatur ist eine Kombination von biologischer mit chemischer Phosphorentfernung erforderlich. Mit Zunahme der Temperatur sind aber die zusätzlich zur Verfügung stehenden Beckenreserven ausreichend, so dass bei geeigneter Verfahrenswahl und günstigen Abwasserverhältnissen die vermehrte biologische Phosphorentfernung betrieben werden kann (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).

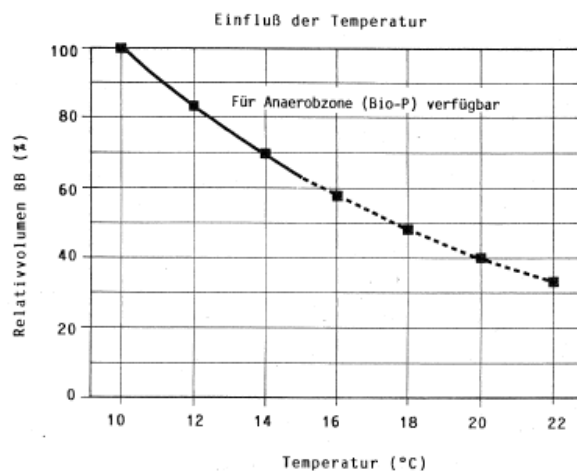


Abbildung 7.13: Erforderliches Beckenvolumen nach ATV-A 131 in Abhängigkeit der Temperatur im Belebungsbecken bei Bemessungsbelastung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Dieses Konzept ist unabhängig von der Wahl des Verfahrens zur Stickstoffentfernung und ist sowohl für simultane als auch für vorgeschaltete Denitrifikationsanlagen einsetzbar. Voraussetzung ist aber, dass die Denitrifikationszonen wahlweise anaerob bzw. anoxisch betrieben werden können und das Belüftungssystem so flexibel ausgebildet ist, dass die erforderlichen Nitrifikationszonen den jeweiligen Verhältnissen angepasst werden können.

Bei Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation sind die anoxische und die aerobe Zone jeweils durch mindestens eine überströmte Zwischenwand in mehrere Beckenteile aufzuteilen. Der jeweils erste Beckenteil in der anoxischen und aeroben Zone ist für die Kontaktzeit von mindestens 0,75 Stunden (bezogen auf Q_t und 100 % Rücklauf) zu bemessen. Ist die Belebungsanlage noch nicht ausgelastet oder liegt die aktuelle Abwassertemperatur deutlich über der Bemessungstemperatur (siehe [Abbildung 7.13](#)), so wird der erste Teil der aeroben Zone nunmehr anoxisch betrieben. Im gleich großen ersten Teil der anoxischen Zone werden anaerobe Bedingungen eingestellt, indem Zulauf und Rücklaufschlamm vermisch werden. Der interne Rücklauf (Rückpass) zur Denitrifikation aus dem Nitrifikationsbecken muss nunmehr in den zweiten Teil der anoxischen Zone erfolgen. Eine mögliche Variante ist in [Abbildung 7.14](#) dargestellt.

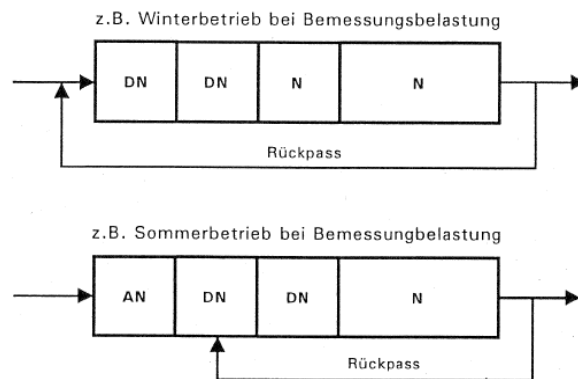


Abbildung 7.14: Beispielhafte Ausbildung von variablen AN-, DN- und N-Zonen im Winter- und Sommerbetrieb (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)

Bei Anlagen mit intermittierender Denitrifikation bzw. Anlagen, die mit SBR-Technik arbeiten, muss die Belüftung so geregelt werden, dass nach Abschluss der Denitrifikationsphase eine anaerobe Phase gegeben ist, die bei Q_t mindestens 1,5 h andauert. Während dieser Zeit muss sicher gestellt werden, dass keine erhöhten Phosphorkonzentrationen aus der Kläranlage abgeleitet werden. In der anschließenden aeroben Phase muss gewährleistet sein, dass die erhöhte Phosphataufnahme vollständig stattfindet.

Bei Anlagen mit simultaner oder alternierender Denitrifikation ist eine Bio-P bei geeigneter Ausführung der Anlage als Umlaufbecken in Ein- oder Zweibeckenanlagen möglich. Es wird jedoch empfohlen, bei dieser Verfahrensweise ein getrennt vorgeschaltetes Becken mit einer Mindestkontaktzeit von 0,75 Stunden zu erstellen. In dieses Becken werden Zulauf und Rücklaufschlamm eingeleitet und somit anaerobe Bedingungen geschaffen. Bei höheren Temperaturen oder nicht ausgelasteten Anlagen dient dieses Becken somit als Anaerobzone zur Phosphatrücklösung. In allen anderen Fällen kann dieses Becken als Denitrifikationszone eingesetzt werden (vgl. Matsch, 1995).

Allerdings ist bei der Auslegung der Kläranlage nach ATV-131 nicht eine Simultanfällung für die P-Elimination während der Wintermonate berücksichtigt. Diese führt im Regelfall zu erheblichen Mehrvolumen an Belebungsbecken, welches eventuell das für die Bio-P benötigte anaerobe Beckenvolumen überschreitet (vgl. Scheer, 1998).



7.3.1.5. Vermehrte biologische P-Elimination nach WENTZEL et al. (1990)

Im Ansatz nach Wentzel muss der Schlammanteil im Anaerobbecken gewählt werden. Er liegt üblicherweise zwischen 0,15 und 0,25. Weitere benötigte Angaben sind die Trockenwetterwassermenge, der Anteil des Zuflusses ins Anaerobbecken und der Anteil des Rücklaufschlammverhältnisses, das ins Anaerobbecken geführt wird. Es ergibt sich die Gleichung:

G 16:

$$V_{AN} = V_{BB} \cdot \frac{f_{X,AN} \cdot (RV_{AN} + f) \cdot RV}{RV_{AN} \cdot (1 + RV)}$$

mit:

V_{AN}	anaerobes Volumen
V_{BB}	anoxisches und aerobes Volumen
$f_{X,AN}$	0,05...0,15 bis 0,25... 0,3 (Schlammanteil im Anaerobbecken)
RV_{AN}	Anteil des Rücklaufschlammverhältnisses, das ins Anaerobbecken geführt wird
RV	Rücklaufschlammverhältnis



7.3.1.6. Vermehrte biologische P-Elimination nach SCHEER (1994)

Das Modell basiert auf einer CSB-Bilanzierung, wobei CSB im Zulauf auf mehrere Fraktionen aufgeteilt wird (siehe Anlage [V.X](#)). Durch qualitative und quantitative Abschätzung der anaeroben Umwandlungsprozesse (Hydrolyse- und Fermentationsprozesse) wurde eine CSB-Substrat-Aufteilung für die heterotrophen Bio-P- und heterotrophen Nicht-Bio-P-Organismen vorgenommen. Nach erfolgter Substrataufteilung können die jeweiligen aktiven und inerten Biomassen der verschiedenen Organismengruppen im belebten Schlamm über stöchiometrische Gleichungen ermittelt werden. Die Modellvorstellung der CSB-Substrat-Aufteilung geht davon aus, dass die Bio-P-Organismen das leicht abbaubare Substrat unter anaeroben Milieubedingungen aufnehmen, das zum einen aus dem Zufluss zum anaeroben Becken stammt und zum anderen in diesem Becken durch anaerobe Umwandlungsprozesse gebildet wird. In Abhängigkeit des Substratangebotes für die Bio-P-Organismen ändert sich deren Anzahl im belebten Schlamm. Durch Koppelung der jeweiligen Biomassen mit den ihnen zugehörigen Phosphorgehalten lässt sich dann die mit dem Überschussschlammabzug eliminierte P-Fracht berechnen.

Auch das Modell nach MAURER und GUJER (1994) beruht auf einer CSB-Bilanzierung (vgl. Scheer, 1998).



7.3.1.7. Vermehrte biologische P-Elimination nach ROSENWINKEL et al. (2002)

Mit diesem Modell ist es möglich, die Wirkung des anaeroben Volumens auf die Rücklösung und später auf die Speicherung der Substrate sowie das Wachstum der vermehrt Phosphor einlagernden Biomasse (PAO) und damit auf die Phosphorelimination abzubilden.

Das Modell berücksichtigt folgende grundlegenden biologischen Zusammenhänge (Rosenwinkel et al., 2002):

- Speicherstoffe denitrifizierender und nicht denitrifizierender PAOs (X_{pha})
- Wirkung der anaeroben Volumina auf die Einlagerung der Speicherstoffe X_{pha}
- P-Rücklösung im Anaerobbecken
- Denitrifizierende und nicht denitrifizierende PAOs (aktive Biomasse)
- Berechnung der Polyphosphatspeicher X_{pp} der PAO
- Sauerstoff- und Nitratstickstoffeintrag ins Anaerobbecken
- Ablaufkonzentration von P_{ges} in allen modellierten Becken
- Ausstellung von Sauerstoffbilanzen im Anaerob- und Denitrifikationsbecken unter Berücksichtigung endogener Atmung und Substratatmung

Folgende Parameter fließen in die Modellrechnung ein:

Tabelle 7.3: Parameter des Berechnungsmodelles nach Rosenwinkel et al. (2002)

Parameter	Einheit	Beschreibung
α_{ab}	-	Erhöhung der Atmungsaktivität gemäß HSG-Ansatz
δ_{ao}	-	Anoxischer Anteil des Anaerobbecken
$f_{endsubab}$	-	Faktor zur Umrechnung der fiktiven erhöhten endogenen Atmung in tatsächlich erhöhte Substratatmung
f_{cal}	-	Kalibrierfaktor für die Hydrolyse im anaeroben Becken
$OV_{c,end}$	Kg/d	Sauerstoffbedarf aus endogener Atmung
$OV_{c,sub}$	Kg/d	Sauerstoffbedarf aus Substratatmung
PAO	-	Polyphosphat Accumulating Organisms (Vermehrt Phosphat einlagernde Biomasse)
$P_{us,ges}$	KgP/d	Gesamte Phosphoreinlagerung
S_{sab}	Kg/d	Leicht abbaubarer CSB im Anaerobbecken
$\dot{U}_{S_{PAC}}$	KgTS/d	PAO-Biomasse
V_{ab}/V_{ges}	-	Anaerober Anteil am Gesamtbeckenvolumen
$V_{ges,anox+aerob}$	m ³	Gesamtes aerobes und anoxisches Beckenvolumen inklusive anoxische anaerobe Zone
$X_{pha,ges}$	Kg/d	Speicherstoffe der PAO
X_{pp}	KgP/d	Eingelagerte Polyphosphatmenge der PAOs



7.3.2. Dynamische Simulationsmodelle

Beispielhaft soll hier das dynamische Simulationsmodell zur vermehrten biologischen Phosphorelimination nach den Vorstellungen des IAWQ-Modells Nr. 2 beschrieben werden.

1987 stellte die IAWQ-Arbeitsgruppe Mathematische Modellierung für Bemessung und Betrieb von Belebungsanlagen das Belebtschlamm Activated Sludge Model No. 1 vor. Im IAWQ-Modell Nr. 1 wurden insgesamt acht Prozesse zur Beschreibung der Nitrifikation, Denitrifikation und des Abbaus der organischen Kohlenstoffverbindungen aufgenommen. 1994 wurde ein weiteres Modell vorgestellt, das Activated Sludge Model No. 2, das auch eine Modellierung der vermehrten biologischen Phosphorelimination berücksichtigt. Die Beschreibung der ausgeführten Prozesse, ihre Formulierung sowie ihre kinetische Bewertung und stöchiometrische Wechselbeziehungen werden in Matrixform dargestellt (siehe Anlage [V.XI](#)). Insgesamt werden 19 Prozesse berücksichtigt, wobei zwei Prozesse die Integration einer Phosphor-Simultanfällung betrachten. Die Beschreibung der Bio-P erfolgt mit Hilfe von sechs Prozessen:

- Aufnahme von Fermentationsprodukten (S_A) durch die Bio-P-Organismen (X_{PAO}) unter anaeroben Milieubedingungen und Speicherung dieser Verbindungen in einer energiereichen Form (X_{PHA}). Dabei wird aus dem gespeicherten P-Pool (X_{PP}) Polyphosphat (S_{PO_4}) rückgelöst.
- Gelöst-Phosphat-Aufnahme (S_{PO_4}) durch die Bio-P-Organismen (X_{PAO}) unter aeroben Milieubedingungen und unter Nutzung der zuvor gebildeten energiereichen Form (X_{PHA}). Das aufgenommene Phosphat (S_{PO_4}) wird im P-Pool (X_{PP}) gespeichert.
- Wachstum der Bio-P-Organismen (X_{PAO}) unter Nutzung der zuvor gebildeten energiereichen Form (X_{PHA}).
- Absterben der Bio-P-Organismen (X_{PAO}) unter Bildung von inerten Resten (X_I) und schwer abbaubarem CSB (X_S).
- Beim Absterben der Bio-P-Organismen (X_{PAO}) wird der zellintern gespeicherte P-Pool (X_{PP}) freigesetzt und dadurch die Konzentration an gelöstem Phosphat (S_{PO_4}) erhöht.
- Beim Absterben der Bio-P-Organismen (X_{PAO}) wird die zellintern gespeicherte energiereiche Form (X_{PHA}) freigesetzt und dadurch die Konzentration an organischen Säuren (S_A) erhöht.

Unter Verwendung einer einfachen Anordnung von Konstanten mit nur geringen Variationen konnte eine weitgehende Übereinstimmung zwischen vorausgesagten und gemessenen Daten für ein breites Spektrum an Systemkonfigurationen und Betriebsparametern erreicht werden (vgl. Scheer, 1998).

Mitte 1999 wurde die endgültige Fassung des Activated Sludge Models No.3 als neuestes Simulationsmodell vorgestellt und gegen Ende 2000 um einen weiteren Bio-Baustein ergänzt. Auch den aktuellen Anforderungen zur Abbildung der vermehrten Bio-B wird dieses Modell gerecht. Gute Simulationsergebnisse wurden mit diesem Modell erzielt (vgl. Wichern et al., 2000).



7.4. Biologischen P-Elimination in Kombination mit chemischer P-Elimination

Mit der biologischen Phosphorentfernung kann in der Regel ein Überwachungswert für P_{ges} nicht sicher eingehalten werden. Aus diesem Grund ist zusätzlich eine Fällmitteldosierung vorzusehen. Im Zusammenwirken der biologischen und chemischen P-Elimination sollte die Dosierung eines Fällmittels in Abhängigkeit der aktuellen Leistungsfähigkeit der biologischen P-Elimination geregelt werden. Dabei wird nur so viel Fällmittel dosiert, wie zur sicheren Einhaltung des geforderten Überwachungswertes notwendig ist, wobei eine Regelstrecke im Ablauf des Belebungsbeckens zweckmäßig ist (siehe auch Kapitel [8.2.2](#)).

Folgende Vorteile ergeben sich gegenüber der chemischen P-Elimination und der Bio-P durch eine Kombination beider Verfahren:

Vorteile gegenüber der alleinigen chemischen P-Elimination:

- Verminderung der Fällmittelzugabe
- geringerer Schlammanfall

Vorteile gegenüber der alleinigen Bio-P:

- Sichere Einhaltung des Überwachungswertes für Phosphor
- Schwefelfreies Faulgas (siehe Kapitel [6.9.2.4](#))
- Verbesserung der Belebtschlammeigenschaften (siehe Kapitel [6.9.2.4](#))
- Geringere Phosphatstoßbelastung aus Trübwässern durch verminderte P-Rücklösung bzw. weniger Struvitaukristallisation (MAP) (siehe Kapitel [7.5.1.1](#) und [7.5.1.2](#))

Bisher ist eine Einschränkung der Wirkungsweise von phosphoranreichernden Mikroorganismen bei gleichzeitig erfolgender Fällmittelzugabe noch nicht beobachtet worden. Damit können beide Prozesse zur Phosphorentfernung ungestört nebeneinander zum Einsatz kommen (vgl. Matsch , 1995).



7.5. Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung sowie auf die Umwelt

7.5.1. Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Abwasser- und Schlammbehandlung

Negative Auswirkungen der erhöhten biologischen P-Elimination auf die Denitrifikation sind nicht bekannt (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen).

Auch die Nitrifikation wird nicht beeinträchtigt (vgl. Barjenbruch, M., 2007 a).

Allerdings besteht bei der biologischen P-Elimination die Gefahr der P-Rücklösung (siehe Kapitel [7.5.1.1](#)) in weiteren Schritten der Abwasser- bzw. Schlammbehandlung. Daher kann es insbesondere bei diesem Verfahren zur Reaktion von Magnesium und Ammonium mit Phosphor unter Bildung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), auch Struvit genannt, kommen. Diese spontane MAP-Bildung kann zu Inkrustationen in Rohrleitungen und Maschinenteilen führen (siehe Kapitel [7.5.1.2](#)).



7.5.1.1. Phosphor-Rückbelastung

In verschiedenen Prozessen der Schlammbehandlung stellen sich in der Regel mehr oder weniger intensive anaerobe Verhältnisse ein. Hierbei kann Ammonium freigesetzt werden und es sind Rücklösungen von Phosphor möglich, wenn Phosphor im Wesentlichen auf biologischem Wege entfernt wurde (vgl. ATV-DVWK-A 131, 2000).

Der Verfahrensführung der Schlammbehandlung kommt eine wichtige Rolle zu. Es sind geeignete Vorkehrungen zu treffen, um eine Rückbelastung mit Phosphor zu vermeiden.

Bei üblichen Schlammbehandlungsverfahren ist mit einer Phosphorrücklösung in folgenden Behandlungseinheiten zu rechnen:

- Vorklärbecken bei gemeinsamer Eindickung von Primär- und Überschussschlamm,
- Schlamm-speicherbehälter, Voreindicker, Nacheindicker,
- anaerobe Schlammstabilisierung,
- thermische Schlammkonditionierung.

Über folgende Volumenströme kann deshalb eine Phosphatrückbelastung erfolgen:

- Schlammwasser aus statischen Vor- und Nacheindickern
- Zentrat oder Filtrat aus der maschinellen Entwässerung

Treten höhere Rückbelastungen auf, so sind folgende Maßnahmen für eine Verminderung von Phosphor-Rückbelastung zu ergreifen (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen):

- Maschinelle Eindickung des Überschussschlammes (evtl. Entnahme des Überschussschlammes direkt aus dem Belebungsbecken) (Schneider et al., 2005),
- Konditionierung des Roh- oder Faulschlammes mit Kalk vor der maschinellen Entwässerung mit Kammerfilterpressen,
- Einsatz von Fällmitteln bei der Schlammmentwässerung, ggf. auch mit dem Ziel der P-Rückgewinnung.

Die Phosphatrücklösung im Bereich von Faulungsanlagen ist tatsächlich weitaus geringer als vermutet. Durch Fällungsvorgänge innerhalb der anaeroben Schlammstabilisation wird nur ein Teil des biologisch fixierten Phosphats über die Schlammmentwässerung in die Kläranlage zurückgeführt. Die Rückbelastung mit Phosphor beträgt in der Regel unter 10 % bezogen auf die Phosphorkonzentration im Klärwerkszulauf. Bei der Schlammmentwässerung ist der Einsatz von Eisen-, Aluminiumsalzen oder von Kalk vorteilhaft, weil hier wie bei der chemischen Phosphatfällung gelöste Phosphorverbindungen im Entwässerungsaggregat ausgefällt werden. Bei den immer öfter zur Schlammmentwässerung eingesetzten Polymerverbindungen muss auf diesen Vorteil verzichtet werden, bei einer Umstellung auf Polymere kann sich die P-Fracht im Prozesswasser ggf. dann deutlich erhöhen (Schneider et al., 2005).

Neben den oben genannten Verfahrensstufen kann sich weiterhin Phosphat in der Nachklärung rücklösen. Bei der Bemessung der Nachklärbecken nach dem ATV Arbeitsblatt A-131 ist jedoch kaum eine Phosphor-Erhöhung im Ablauf zu erwarten (vgl. ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen). Dennoch werden kurze Schlammaufenthaltszeiten in der Nachklärung (0,5 bis 1,0 h) empfohlen (Scheer, 1995).



7.5.1.2. MAP-Ablagerungen

MAP ist eine Kurzbezeichnung für Magnesium-Ammonium-Phosphat (MgNH_4PO_4), was sich in kristalliner Form in verschiedenen Teilen einer Abwasseranlage ablagern kann. Insbesondere in Anlagenteilen der Schlammbehandlung führt dies zu großen Problemen.

Die Bildung dieses Salzes ist an folgende Voraussetzungen gebunden:

- pH-Wert > 7 ,
- Magnesium, ein Härtebildner in fast jedem Leitungswasser,
- Ammonium-Stickstoff und
- Phosphat.

Die Dosierung von Fällmitteln (z.B. Aluminiumchlorid, Eisen(III)-Chlorid-Sulfat, Magnesiumchlorid) in den Problembereich (Zentralablauf der Schlammmentwässerung, Schacht der Trübwasserpumpe) kann die Bildung von MAP vermindern. Die Zudosierung wirkt sich auf mehreren Ebenen aus:

- Durch die Phosphatbindung steht das Phosphat nicht mehr für die MAP-Bildung zur Verfügung
- Senkung des pH-Wertes

Durch die Fällmitteldosierung kann außerdem der Polymerverbrauch bei der Entwässerung gesenkt werden; der TS-Gehalt lässt sich steigern und das Ablöseverhalten des Filterkuchens kann positiv beeinflusst werden. (vgl. Kraus, 2005).

Gemäß ATV-DVWK-A 202 (2002) ist jedoch eine gezielte Fällung von MAP wegen der erforderlichen hohen Magnesiumdosierung zu kostenintensiv und lohnt sich nur für Teilstrombehandlung (z.B. Schlammwasser) (vgl. Kapitel [13.1.1.3](#)).



7.5.2. Einfluss der biologischen P-Elimination auf den Schlamm

7.5.2.1. Schlammanfall

Der in einer Belebungsanlage produzierte Schlamm setzt sich aus den beim Abbau organischer Stoffe entstehenden und eingelagerten Feststoffen sowie dem aus der Phosphorelimination resultierenden Schlamm zusammen (siehe auch Kapitel [6.9.2.2](#) ff).

Bei der erhöhten biologischen P-Entfernung ist nach dem ATV-Arbeitsblatt ATV-DVWK 202 (2002) mit einer Zunahme der Feststofffracht von ca. 3 g TS/g P bezogen auf den entfernten Phosphor zu rechnen, was aber immer noch ein geringerer Schlammanfall als bei der chemischen P-Elimination von 4–5 g TS/g P bedeutet (vgl. Kapitel [6.9.2.1](#)).



7.5.2.2. Einfluss auf die Schlammmentwässerung

Über den Einfluss der Bio-P auf die Qualität des belebten Schlammes liegen widersprüchliche Aussagen vor (Scheer, 1995).

So ist eine Ursache für die schlechte Absetzbarkeit und Entwässerbarkeit von belebtem Schlamm die Entwicklung des fädigen Mikroorganismus *Microthrix*. Ein gehäuftes Auftreten dieser Organismen wurde unter anderem bei Kläranlagen mit Bio-P festgestellt und zur Vermeidung der massenhaften Entwicklung von *Microthrix* in den Wintermonaten eine Umfahung der Bio-P empfohlen (vgl. Barjenbruch, 2002).

Andererseits liegen Betriebsergebnisse vor (u.a. von Berliner Kläranlagen), wonach sich das Absetzverhalten des belebten Schlammes deutlich durch die Bio-P verbessert (Scheer, 1995).



7.5.3. Einfluss der biologischen P-Elimination auf die Umwelt

Die biologische P-Elimination hat im Vergleich zur chemischen P-Elimination kaum Einflüsse auf die Umwelt, da keine, die Natur belastenden Zusatzstoffe eingesetzt werden.

Es werden keine zusätzlichen Schwermetalle in den Schlamm eingebracht, wie etwa bei der Zugabe von Fällmitteln. Auch die Aufsalzung des Kläranlagenablaufs wird hier vermieden.

Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass durch die Bio-P allein die Überwachungswerte nicht sicher eingehalten werden können. Bei der Zudosierung von Fällmitteln ist mit den in Kapitel [6.9.3](#) beschriebenen Einflüssen auf die Umwelt zu rechnen, wenn auch in einem geringeren Rahmen.



8. Messmethoden/Mess- und Regelkonzepte

8.1. Messmethoden zur Bestimmung von Phosphor

In der Analytik werden die unterschiedlichen Phosphorverbindungen als Orthophosphat, hydrolysierbare P-Verbindungen und Gesamt-Phosphor bestimmt. Bei den beiden letzteren wird ein Aufschluss durchgeführt, so dass auch bei diesen die Endbestimmung auf Orthophosphat hinausläuft (vgl. Metzner, 2006).

In den nachfolgenden Abschnitten wird nur kurz auf die wesentlichen Analysenverfahren zur Bestimmung von Phosphorverbindungen eingegangen. Die genaue Beschreibung der Reagenzien und der notwendigen Geräte, sowie Anleitungen zur Probenahme, Durchführung und Angabe der Ergebnisse ist umfassend in der DIN EN ISO 6878 (2004) zu finden. Weitere Hinweise zu Probenahme, Probenvorbehandlung und Analytik erfolgen außerdem in Kapitel [9.1](#).

Obwohl immer von Phosphatfällung und Phosphatgehalt die Rede ist, wird als Maßeinheit der Phosphorgehalt pro Liter verwendet. Die Umrechnung von Phosphat auf Phosphor geschieht mit dem Faktor 0,326, so entspricht z.B. 3 mg PO_4/l 1 mg P/l.



8.1.1. Grundlage der Messverfahren

Grundlage der Messverfahren ist die Reaktion der Orthophosphat-Ionen in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimon-Ionen unter Bildung eines Antimon-Phosphormolybdat-Komplexes und die Reduktion des Komplexes mit Ascorbinsäure zu einem stark gefärbten Molybdänblau-Komplex. Zur Konzentrationsbestimmung des vorhandenen Orthophosphats wird die Extinktion dieses Komplexes gemessen. Polyphosphate und einige Organophosphorverbindungen werden bestimmt, nachdem sie mit Schwefelsäure zu molybdat-reaktiven Orthophosphat hydrolysiert worden sind. Viele Organophosphorverbindungen werden durch Aufschluss mit Peroxodisulfat zu Orthophosphat umgesetzt. Bei schwer aufschließbaren Substanzen wird ein Salpetersäure-Schwefelsäure-Aufschluss benötigt (DIN EN ISO 6878, 2004).

Folgende Verfahren zur Phosphorbestimmung werden in der DIN EN ISO 6878 (2004) beschrieben:

- Bestimmung von Orthophosphat
- Bestimmung von Orthophosphat nach Lösemittel-Extraktion
- Bestimmung von hydrolysierbarem Phosphat und Orthophosphat
- Bestimmung von Gesamtposphor nach Oxidation mit Peroxodisulfat
- Bestimmung von Gesamtposphor nach Salpetersäure-Schwefelsäure-Aufschluss



8.1.2. Betriebsmethode

Von verschiedenen Firmen werden so genannte Küvettentests angeboten. Diese stehen inzwischen für die meisten Eigenkontrollparameter zur Verfügung. Ihre Genauigkeit ist recht beachtlich und reicht bei sachgemäßer Anwendung durch fachkundiges Personal für die Eigenkontrolle ohne weiteres aus.

Die angebotenen Küvettentests sind normalerweise mit einem Strichcode (Barcode) versehen, an dem das Fotometer erkennt, welcher Parameter mit welcher Methode und ggf. in welchem Konzentrationsbereich gemessen wird. Mit diesem Code wird bei Messungen dann automatisch auch der dazu passende Filter angesteuert. Das Ergebnis der Messung ist an der Digitalanzeige direkt als Konzentrationswert mg/l abzulesen (vgl. Schneider et al., 2005)



8.1.3. Online-Messtechnik

Die für die Überwachung, Steuerung und Regelung der Eliminationsprozesse heute eingesetzten kontinuierlichen Messeinrichtungen mit Prozessanalysengeräten arbeiten nach aufwändigen physikalisch-chemischen Messverfahren. Daher und wegen der im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe erfordern sie einen gewissen Wartungsaufwand und den Einsatz von Chemikalien. Da im Merkblatt ATV-DVWK-M 269 umfangreiche Hinweise für den Einsatz und den Betrieb von Prozessanalysengeräten einschließlich der Systeme zur Probenvorbehandlung enthalten sind, wird in den nachfolgenden Abschnitten nur kurz auf die wesentlichen Analysenverfahren zur Bestimmung von Phosphorverbindungen eingegangen.

Mit Prozessanalysengeräten können sowohl Orthophosphat (S_{PO_4}) (Kapitel [8.1.3.1](#)) als auch P_{ges} (C_P) (Kapitel [8.1.3.2](#)) bestimmt werden. Bei Messgeräten zur Bestimmung von P_{ges} darf höchstens eine Grobfiltration zum Schutz der Geräte vorgeschaltet werden, da eine weitergehende Abtrennung von Feststoffen, die Phosphor enthalten, zu erheblichen Minderbefunden führt.

Die Bestimmung der (fällbaren) Orthophosphatverbindungen erfolgt dagegen in der Regel nach einer Probenvorbehandlung, um das dann weitgehend feststofffreie Abwasser betriebssicher analysieren zu können (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).



8.1.3.1. Messung von Orthophosphat (S_{PO_4})

Die Messung von S_{PO_4} erfolgt entweder nach dem Molybdänblau-Verfahren (DIN EN 1189, seit 2004 ersetzt durch DIN EN ISO 6878) oder nach dem Vanadat-Molybdat-Verfahren.

Beim Molybdänblau-Verfahren setzen sich Orthophosphate mit Ammoniummolybdat im sauren Medium zu komplexer Phosphormolybdänsäure um. Diese wird anschließend mit Reduktionsmitteln zu Phosphormolybdänblau umgewandelt. Die durch die Färbung hervorgerufene Lichtschwächung wird fotometrisch ermittelt und ist ein Maß für die Orthophosphatkonzentration. Das Verfahren deckt den Bereich von 0,01 bis 5 mg S_{PO_4} /l ab und eignet sich daher besonders für präzise Messungen bei geringen Konzentrationen. Bei

höheren Konzentrationen muss das Verfahren entsprechend angepasst werden (z.B. durch Verdünnung der Abwasserprobe). Die eingesetzten Chemikalien sind jedoch relativ teuer und nur begrenzt gebrauchsfähig.

Beim Vanadat-Molybdat-Verfahren (Gelb-Verfahren) reagieren Orthophosphationen im sauren Medium mit Ammoniummolybdat und Ammoniumvanadat zum gelben Ammoniumphosphorvanadomolybdat. Die durch die Färbung hervorgerufene Lichtschwächung wird fotometrisch ermittelt und ist ein Maß für die Orthophosphatkonzentration. Gelbliche Abwasserinhaltsstoffe beeinflussen den Messwert. Dieser Effekt ist in der Regel durch spezielle automatische Kalibrierverfahren kompensierbar. Das Verfahren deckt einen Bereich von 0,1 bis 20 mg S_{PO_4} /l ab. Im Vergleich zur Molybdänblau-Verfahren sind die Chemikalien preisgünstiger und länger haltbar (vgl. ATV-DVWK-M 269, 2000).



8.1.3.2. Messung von Gesamtphosphor (C_P)

Gesamtphosphormessgeräte arbeiten in der Regel nach dem Molybdänblau-Verfahren, aber nach vorherigem Aufschluss. Einige Geräte ermöglichen auch die separate Bestimmung des Orthophosphatgehaltes. Der Aufschluss geschieht in der Regel durch Erhitzen mit Peroxodisulfat und Schwefelsäure (angelehnt an DIN EN ISO 6878), teilweise unter Druck, um die Aufschlusszeiten zu verringern. Ein Aufschluss durch UV-Strahlung ist nur für feststofffreie Proben anwendbar. Die Messung des Gesamtphosphorgehaltes erfordert die Einbeziehung sämtlicher Feststoffe in den Aufschluss, da der überwiegende Teil der Polyphosphate an Feststoffe gebunden ist. Es muss daher gewährleistet werden, dass eine unfiltrierte Probe analysiert wird. Zudem ist bei der Probenahme und -vorbereitung für eine homogene Probe zu sorgen. Die untere Messbereichsgrenze von Gesamtphosphor-Messgeräten beim Molybdänblau-Verfahren liegt zwischen 0,01 mg P /l und 0,1 mg P /l. Die obere Messbereichsgrenze bewegt sich zwischen 5 mg/l und 15 mg P /l (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).



8.2. Mess- und Regelkonzepte

Zur Automatisierung von Prozessen können Steuerungs- und Regelungsstrategien eingesetzt werden. Der wesentliche Unterschied dieser Strategien liegt darin, dass bei der Regelung durch eine Rückmeldung aus dem Messsystem der Arbeitsablauf regelmäßig angepasst wird. Die Messgröße wird kontinuierlich erfasst, mit einer Führungsgröße verglichen und abhängig vom Ergebnis verändert. Bei der Steuerung wird der Arbeitsablauf gesetzmäßig beeinflusst, außerplanmäßige Störungen können nicht erfasst werden.

Wird zur Prozessoptimierung eine frachtproportionale Regelung eingeführt, muss immer auch die Abwassermenge berücksichtigt werden. Dabei sind anteilig der Zulauf und der interne Rücklauf zu berücksichtigen.



8.2.1. Messgröße

Bei der Auswahl, ob zur Einbindung in eine Regelung/Steuerung der Gesamtposphor oder nur die gelösten Orthophosphatverbindungen erfasst werden sollen, sind unbedingt der gewählte Messort und die Dosierstelle (siehe Kapitel [8.2.2](#)) sowie die beabsichtigte Steuerungs- oder Regelungsstrategie (siehe Kapitel [8.2.3](#)) zu berücksichtigen. Da bei der Fällung möglichst Phosphatfrachten berücksichtigt werden sollten, ist eine Einbindung des Abwasserflusses in das Automatisierungskonzept grundsätzlich zu empfehlen.

[Tabelle 8.1](#) zeigt exemplarisch eine Übersicht über mögliche Kombinationen von Messorten und in Frage kommender Messgrößen bei der überwiegend angewandten Simultanfällung.

Tabelle 8.1: Kombinationen von Messorten und Messgrößen bei der Simultanfällung (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Messgröße	C_P	S_{PO_4}
Messorte		
Zulauf Biologie	Möglich Der P-Einbau in den Überschussschlamm ist durch Abschätzung zu berücksichtigen. Eine kontinuierliche Probenahme muss so erfolgen, dass die Probe nicht durch eine Vorbehandlung, die ggf. zu einer Abtrennung von partikulär gebundenem Phosphor führen kann, beeinflusst wird. Dies ist jedoch an diesem Messort nur schwer zu gewährleisten.	Möglich An diesem Messort liegen nur 60-75 % der Phosphorverbindungen bereits als Orthophosphat vor. Der chemisch eliminierbare Phosphatanteil muss abgeschätzt werden. Dabei ist auch der P-Einbau in den Überschussschlamm zu berücksichtigen. Die Probenvorbereitung kann an diesem Messort aufwendig sein.
Ablauf Biologie	Nicht sinnvoll Das in der Schlammflocke gebundene, aber nicht fällbare Phosphat wird miterfasst, daher für Einbindung in die Regelung der Fällung nicht geeignet.	Sinnvoll Direkte Erfassung des fällbaren P-Anteils, durch kurze Verzugszeit gut geeignet zur Einbindung in die Regelung (bei geeigneter Dosierstelle). Nachteil: Keine vollständige Erfassung der Überwachungsgröße.
Ablauf Nachklärung	Nicht sinnvoll für die Einbindung in eine Regelung* Die Überwachungsgröße wird vollständig erfasst. Die Verzugszeit ist jedoch für eine Einbindung in die Regelung zu groß.	Nicht sinnvoll Wie Ablauf Biologie, aber wegen zu langer Verzugszeit nicht zur Einbindung in die Regelung geeignet.

* Obwohl eine Zugabe (Proportionalregelung) des Fällmittels in Abhängigkeit von der Phosphor-Konzentration im Ablauf der Nachklärung (sowohl S_{PO_4} als auch C_P) nicht zu empfehlen ist, kann eine derartige Messung aber Informationen über die Wirksamkeit der Fällmittelzugabe geben und u. U. eine iterative Einstellung der Fällmittelzugabe ermöglichen. Unter Berücksichtigung des aktuellen Abwasserflusses kann die Regelung der P_{ges} -Konzentration im Kläranlagenablauf in Verbindung mit einer unterlagerten Regelung der PO_4 -P-Konzentration im Ablauf der Biologie (Kaskadenregelung im Sinne der Regelungstechnik) die Sicherheit der Einhaltung des Überwachungswertes erhöhen.

Die [Tabelle 8.2](#) zeigt, welche Messgröße zur Ermittlung der P-Fracht in Abhängigkeit von der Dosierstelle des Fällmittels sinnvoll ist.

Tabelle 8.2: Messgröße zur P-Frachtermittlung in Abhängigkeit von der Dosierstelle (Sölter, K. und Weber, N., 2000, verändert),

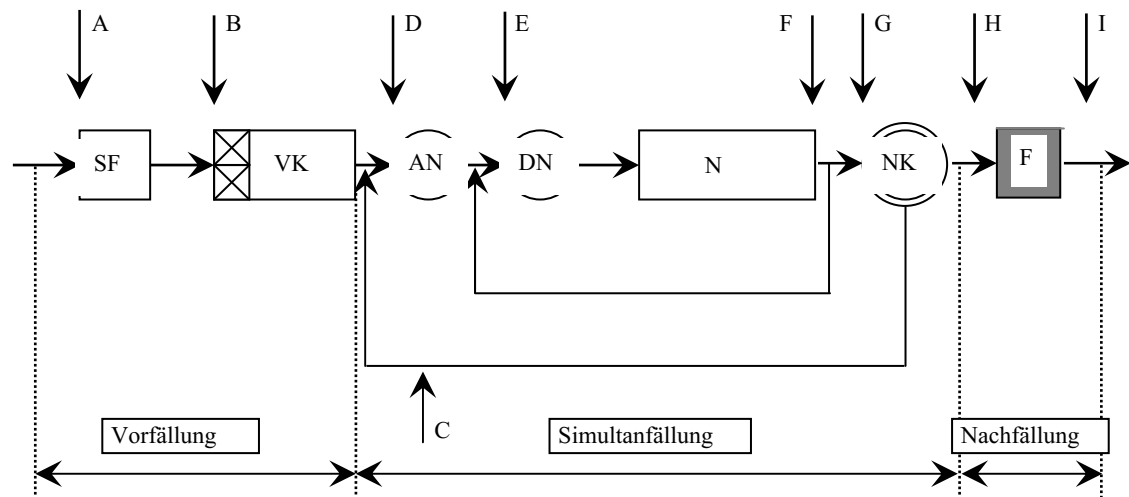
Dosierstelle für das Metallsalz	Grundlage für die P-Fracht-Ermittlung (24 h Mischprobe)
Zulauf Vorklärung	S_{PO_4} im Ablauf Sandfang (nur das gelöste P kann an dieser Stelle ausgefällt werden)
Zulauf Belebungsbecken	C_P im Zulauf zur Belebung (C_P wird in der Belebung aufgeschlossen und fällbar gemacht)
Ablauf Belebung = Zulauf Nachklärung	S_{PO_4} im Ablauf Belebung/ Zulauf Nachklärung
Rücklaufschlamm	S_{PO_4} in der Nitrifikationsstufe
Zulauf Filter	S_{PO_4} im Zulauf Filter



8.2.2. Messorte und Dosierstellen

Für Regelungs- und Steuerungsaufgaben kommen prinzipiell unterschiedliche Vorgehensweisen in Betracht. [Abbildung 8.1](#) gibt dabei schematisch die möglichen Messorte und Dosierstellen (vgl. Kapitel [6.5](#)) auf Abwasserreinigungsanlagen sowie deren Eignung wieder. Die tatsächliche Anordnung der Messorte und Dosierstellen ist unter anderem abhängig von (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001):

- den örtlichen Gegebenheiten (Anordnung der Becken und Leitungsführung), dem gewählten Automatisierungskonzept (vgl. Kapitel [8.2.3](#)),
- der Verfahrenstechnik (chemische oder kombinierte biologisch-chemische Phosphatelimination, Fällungsverfahren) und
- dem eingesetzten Fällmittel.



SF: Sandfang
 VK: Vorklärung
 AN: Anaerobstufe
 DN: Denitrifikation
 N: Nitrifikation
 NK: Nachklärung
 F: Filtration

Abbildung 8.1: Messorte und Dosierstellen (ATV-DVWK-M 206, 2001, verändert)



8.2.2.1. Vorfällung

Bei der Vorfällung mit sauren Metallsalzen oder Natriumaluminat wird die Phosphat- bzw. P_{ges} -Konzentration zweckmäßigerweise im Zulauf zur Vorklärung (B) gemessen. Mit dieser Messung ist eine Regelung bei Zugabe des Fällmittels in den Sandfang (A) oder eine Steuerung bei Zugabe in den Zulauf zur Vorklärung (B) möglich. Die Problematik einer kontinuierlichen Messung an diesem Messort entspricht derjenigen im Zulauf der Biologie (vgl. [Tabelle 8.1](#)).



8.2.2.2. Simultanfällung

Eine geregelte Fällmittelzugabe in eine eventuell vorhandene anaerobe Stufe bzw. deren Ablauf (E) ist grundsätzlich nicht sinnvoll, da der Prozess der biologischen Phosphatelimination hier noch nicht abgeschlossen ist und die Aufnahme von rückgelöstem Phosphat erst in der belüfteten Stufe erfolgt.

Häufig wird das Fällmittel in den Rücklaufschlammkreislauf (C) dosiert und der Phosphatgehalt im Ablauf des Belebungsbeckens (F oder G) gemessen. Dieses Verfahren ist wegen der dabei bestehenden Verzögerungs- und Totzeiten nachteilig. Außerdem ist im Rücklaufschlamm nur wenig Phosphat für die Reaktion mit dem Fällmittel vorhanden (konkurrierende Reaktionen). Dadurch muss in der Regel eine Überdosierung erfolgen. Auch bei einer Zugabe in den Zulauf zum Belebungsbecken (D) muss eine gewisse Überdosierung vorgenommen werden, weil die Elimination durch Einbau von Phosphor in den Überschussschlamm abgeschätzt werden muss. Bei einer Messung im Ablauf der Biologie (F) ist der Einfluss des Zeitverzuges auf das Regelungsverhalten zu berücksichtigen. Ferner ist zu beachten, dass der Messwert im Ablauf der Biologie nicht dem tatsächlichen Wert im Anlagenablauf entspricht, weil nachfolgende Einflüsse, wie z.B. Konzentrationsausgleich oder Rücklösungserscheinungen in den nachgeschalteten Behandlungsstufen (insbesondere bei Anlagen mit biologischer Phosphatelimination) nicht erfasst sind.

Das beste Regelverhalten ist zu erwarten, wenn das Fällmittel in den Ablauf des Belebungsbeckens oder gegebenenfalls in das letzte Becken einer Kaskade (F) dosiert wird, wobei hier die Einmischung problematisch ist. Die Messung erfolgt zweckmäßigerweise im Zulauf zur Nachklärung (G). Bei diesen Varianten ist eine besonders sorgfältige Einmischung des Fällmittels in das Abwasser sicherzustellen, so dass an der nicht weit entfernt liegenden Messstelle die Fällungsreaktion weitgehend abgeschlossen ist. Als günstig hat sich auch die Dosierung in den Zulauf zur Nachklärung (G) erwiesen. Bei ungünstigen örtlichen Verhältnissen kann hier allerdings nur eine Steuerung realisiert werden; die Messung des Phosphates erfolgt dann vor der Dosierstelle.

Die Dosierung in den Ablauf des Belebungsbeckens (F) mit einer Messung im Ablauf der Nachklärung (H) führt wegen der langen Verweilzeit des Abwassers in der Nachklärung zu großen Totzeiten. Daher ist eine schnelle Reaktion auf Änderungen der P-Fracht, wie sie insbesondere bei Mischwasserzuflüssen vorkommen, nicht möglich.



8.2.2.3. Nachfällung

Bei einer Nachfällung erfolgt die Fällmitteldosierung vor der nachgeschalteten Stufe ([H](#)). Für eine Regelung wird im Ablauf dieser Stufe gemessen ([I](#)), bei einer Steuerung in ([H](#)). Die Flockungsfiltration kann mit beiden Konzepten realisiert werden.



8.2.3. Steuerungs- und Regelungskonzepte für die Phosphatelimination

In folgenden Abschnitten werden je nach Ausbaugröße angepasste Mess-, Steuer- und Regelkonzepte vorgestellt (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

Die Steuerung oder Regelung der Fällmitteldosierung kann

- zeitabhängig (vgl. Kapitel [8.2.3.1](#)),
- unter Berücksichtigung gemessener Ganglinien (kleine Kläranlagen) (vgl. Kapitel [8.2.3.2](#)),
- wassermengenproportional (mittelgroße Kläranlagen) (siehe Kapitel [8.2.3.3](#)) oder
- phosphorfrachtproportional (große Kläranlagen) (siehe Kapitel [8.2.3.4](#)),
- durch eine Dosierung in Abhängigkeit zur Phosphatkonzentration im Ablauf (siehe Kapitel [8.2.3.5](#)),

durchgeführt werden. Aber auch Kombinationen und Erweiterungen dieser Möglichkeiten kommen in Betracht (siehe Kapitel [8.2.3.6](#)).

Für den Fall einer Gerätestörung werden in Kapitel [8.2.3.7](#) Ersatzwertstrategien beschrieben.

Weiterhin wird auf Besonderheiten der Mess- und Regelkonzepte bei der Kalkfällung (siehe Kapitel [8.2.3.8](#)) hingewiesen.



8.2.3.1. Steuerung nach Zeitplan

Die konstante Dosierung ist die einfachste Form der Fällmittelzugabe in das Abwasser. Im Allgemeinen muss eine erhebliche Überdosierung der Fällmittel vorgenommen werden, da sonst Frachtspitzen nicht sicher abgedeckt werden können. Daher ist diese Strategie bei größeren Anlagen nicht zu empfehlen. Die Fällmittelmenge kann bereits durch die Vorgabe unterschiedlicher Tages- und Nachtdosiermengen wirkungsvoll reduziert werden.



8.2.3.2. Steuerung nach Ganglinie

Eine weitere Verbesserung ist durch die Dosierung nach einer vorgegebenen Frachtganglinie möglich. Bei der Gangliniensteuerung handelt es sich im Prinzip um das Ersetzen einer Messgröße durch einen Erfahrungswert. Repräsentative Tagesganglinien der Phosphatfracht werden durch Messungen ermittelt und im Automatisierungssystem zur Steuerung hinterlegt. Dabei hat es sich als sinnvoll erwiesen, Ganglinien für Arbeitstage sowie Wochenenden und Feiertage getrennt aufzunehmen. Industrielle Einleitungen müssen unter Umständen separat erfasst werden. Zweckmäßig werden die Ganglinien am Ablauf der Belebungsstufe ermittelt, weil dadurch der Einfluss der biologischen Phosphorelimination berücksichtigt wird. Prinzipiell ist die Steuerung nach einer Ganglinie aber nicht in der Lage, auf unvorhergesehene Schwankungen der Phosphatfracht zu reagieren. Da z.B. auch der Wirkungsgrad der biologischen Phosphorelimination schwanken kann, muss bei diesem Konzept stets eine Sicherheitsreserve durch Überdosierung geschaffen werden. Die Ganglinie sollte durch das Betriebspersonal auf einfache Weise geändert und so den wechselnden Erfordernissen angepasst werden können.



8.2.3.3. Steuerung nach dem Abwasserfluss

Die Steuerung der Fällmitteldosierung nach dem Abwasserfluss eignet sich dann, wenn die P-Konzentrationen im Zulauf nur geringfügig schwanken. Bei Mischwasserzuflüssen, die eine Verringerung der P-Konzentration hervorrufen, führt ein solches Vorgehen jedoch zu einer deutlichen Überdosierung.

[Abbildung 8.2](#) zeigt eine typische Kennlinie für die Steuerung der Fällmitteldosierung nach dem Abwasserfluss. Bei Unterschreiten des Wertes b) für die Abwassermenge gilt nicht mehr der Proportionalitätsfaktor k zwischen Abwasserfluss und Fällmittel, sondern die Dosierung verbleibt auf konstantem Niveau. Bei einer längerfristigen Unterschreitung einer empirisch zu ermittelnden Grenzwassermenge (c) kann ggf. auf eine Fällmitteldosierung ganz verzichtet werden. Überschreitet der Abwasserfluss die Wiedereinschaltgrenze (d), wird die Fällmitteldosierung wieder zugeschaltet. Falls die Grenzwassermenge c) beim Absinken des Abwasserflusses nicht erreicht oder unterschritten wird, verbleibt die Fällmitteldosierung bis zum Erreichen des Wertes b) auf konstantem Niveau.

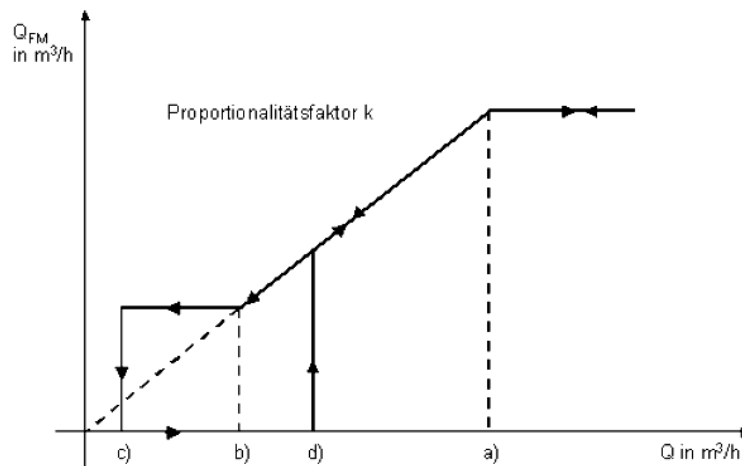


Abbildung 8.2: Steuerung nach dem Abwasserfluss (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Die Wahl der Grenzwerte muss so erfolgen, dass sich stabile Dosierverhältnisse, d.h. kein zu häufiger Wechsel zwischen Ein- und Ausschalten, einstellen. Insbesondere muss im praktischen Anlagenbetrieb geprüft werden, ob die Wiedereinschaltgrenze d) kleiner oder größer als der Wert b) gewählt werden kann.

Auf kleineren und mittleren Anlagen lässt sich mit dieser Strategie ohne zusätzlichen messtechnischen Aufwand ein effektiver und wirtschaftlicher Fällmitteleinsatz realisieren.



8.2.3.4. Steuerung nach der P-Fracht

Bei diesem Verfahren wird das Produkt aus dem Abwasserfluss am Ort der P-Messung und der Phosphorkonzentration für die Steuerung der Dosiereinrichtung genutzt (vgl. [Abbildung 8.3](#)).

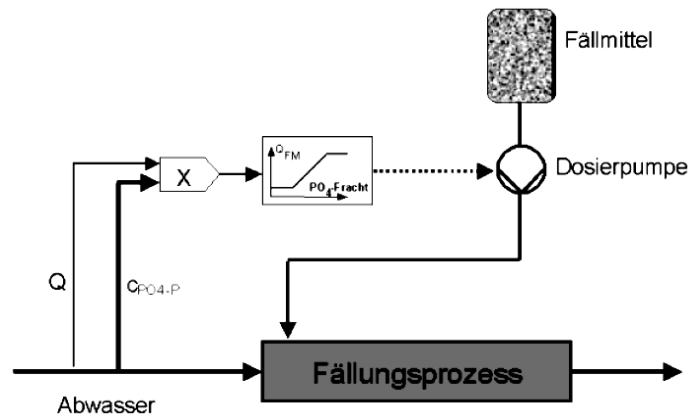


Abbildung 8.3: Steuerung nach der P-Fracht (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Der Fällmittelfluss Q_{FM} ergibt sich dabei zu:

G 17:

$$Q_{FM} = k \cdot Q \cdot C_P \left[m^3/h \right]$$

mit:

Q_{FM} Fällmittelfluss, z.B. in m^3/h

k Proportionalitätsfaktor, z.B. in l/mg

Q Abwasserfluss am Ort der P-Konzentrationsmessung, z.B. m^3/h

C_P gemessene Phosphorkonzentration, z.B. mg/l

Der Proportionalitätsfaktor k (hier z.B. für eisenhaltige Fällmittel) lautet:

G 18:

$$k = f \cdot \beta \cdot \frac{55,8}{30,9} \cdot \frac{1}{\rho} \cdot \frac{1}{m_{Me}}$$

Dabei wird berücksichtigt:

f Sicherheitsfaktor

β β -Wert, z.B. $1,1 \text{ mol Fe/mol P}$

ρ Dichte der Fällmittellösung, z.B. 1200 kg/m^3

m_{Me} wirksamer Metallgehalt, z.B. $87 \text{ kg Fe}/1000 \text{ kg Fällmittellösung}$

$55,8/30,9$ Verhältnis der Molmassen von Eisen und Phosphor.

Der Sicherheitsfaktor f ist nach Betriebserfahrungen einzustellen und liegt üblicherweise zwischen 1,0 und 1,5.

Dieses Konzept kann bei der Simultanfällung grundsätzlich in zwei verfahrenstechnischen Varianten realisiert werden (vgl. [Abbildung 8.1](#)):

- Variante a: Messort von C_p und Dosierstelle im Zulauf zum Belebungsbecken ([D](#))
- Variante b: Messort von S_{PO_4} und Dosierstelle im Ablauf des Belebungsbeckens ([F](#) oder [G](#))

Bei Variante a muss der geschätzte Einbau von Phosphor in den Überschussschlamm berücksichtigt werden. Das Konzept birgt daher eine größere Unsicherheit in sich, die durch eine höhere Fällmitteldosierung ausgeglichen werden muss.

Bei Variante b ist die gezielte wie ungezielte biologische P-Elimination abgeschlossen und braucht daher nicht mehr berücksichtigt zu werden. Mit diesem Konzept kann sehr schnell und genau auf Änderungen der Phosphatkonzentration reagiert werden.

Die frachtgesteuerte Dosierung kann insbesondere dort eingesetzt werden, wo andere Konzepte, z.B. wegen zu großer Verzögerungs- und Totzeiten oder der regelungstechnisch ungünstigen Anordnung der Reaktoren, nicht anwendbar sind. Bei diesem Verfahren ist jedoch keine direkte Kontrolle der Wirksamkeit der Fällung möglich.

Da sich die Simultanfällung u.a. dadurch auszeichnet, dass die Phosphatfällung innerhalb des Belebtschlammkreislaufes abläuft und die Phosphate mehrfach Gelegenheit haben, mit dem Fällmittel in Kontakt zu kommen, ist hier eine P-frachtabhängige Steuerung der Fällmittel weniger wichtig als z.B. bei der Nachfällung. Nur bei großen Kläranlagen wird eine aufwändige Steuerung ein positives Kosten-Nutzen-Verhältnis haben (Kronos, 2003).



8.2.3.5. Regelung von S_{PO_4}

Die regelungstechnisch günstigste Lösung ist eine Fällmittelzugabe in den Ablauf oder den Ablaufbereich des Belebungsbeckens, wobei die Dosierung des Fällmittels in Abhängigkeit von der Orthophosphatkonzentration vorgenommen wird. Durch eine Aufschaltung des Abwasserflusses (oder der Fracht) kann diese Regelung noch verbessert werden. In beiden Fällen ist eine kontinuierliche S_{PO_4} -Messung erforderlich, die bei guter Durchmischung einige Meter, sonst bis zu 20 m oder mehr hinter der Dosierstelle liegen kann. Um die Einhaltung des Überwachungswertes für die Phosphorkonzentration (C_P) im Ablauf der Kläranlage zu gewährleisten, muss der Sollwert für S_{PO_4} am Messort geringer sein als der Überwachungswert. Das ist notwendig, um die P-Fracht, die in den im Ablauf enthaltenen Restsuspensa enthalten ist, zu berücksichtigen. Die P-Konzentration, die in den Feststoffen enthalten ist, ergibt sich aus dem Massenanteil des Phosphors an den abfiltrierbaren Stoffen und deren Konzentration im Ablauf der Anlage:

G 19:

$$C_{P, Part} = m_{P, TS} \cdot C_{XTS} \quad [mg/l]$$

mit:

$C_{P, Part}$ P-Konzentration durch Restsuspensa (in mg/l)

$m_{P, TS}$ P-Trockenmasseanteil im Schlamm (in mg P/g TS). Dieser Wert beträgt üblicherweise 25 – 35 mg P/g TS

C_{XTS} Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (in g /l)

Weiterhin ist ein Sicherheitszuschlag F zur Berücksichtigung von Rücklösungserscheinungen in den nachgeschalteten Behandlungsstufen von nicht fällbaren Phosphatverbindungen sowie wegen der Messunsicherheit des Prozessanalysengerätes notwendig, der aufgrund von Betriebserfahrungen mit etwa 0,2 mg/l S_{PO_4} anzusetzen ist.

Damit ergibt sich als PO_4 -P-Sollwert für die Regelung der P-Dosierung eine Konzentration $S_{PO_4, Soll}$ von:

G 20:

$$S_{PO_4, Soll} = C_{P, \bar{UW}} - C_{P, Part} - F \quad [mg/l]$$

mit:

$S_{PO_4, Soll}$ Orthophosphat-Sollwert in mg/l

$C_{P, \bar{UW}}$ Überwachungswert für die P_{ges} - Konzentration im Ablauf in mg/l

$C_{P, Part}$ P-Konzentration durch Abtrieb in mg/l

F Sicherheitszuschlag als Erfahrungswert in mg/l

[Abbildung 8.4](#) zeigt das Regelungskonzept für die einfache Regelung der Phosphatkonzentration.

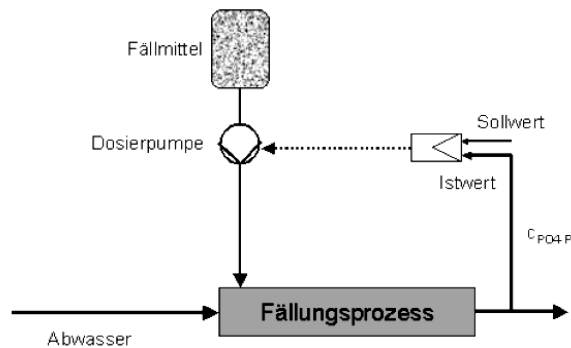


Abbildung 8.4: Regelung der Orthophosphat-Konzentration (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Die Regelgüte kann durch Aufschaltung des Abwasserflusses als Störgröße noch verbessert werden (vgl. [Abbildung 8.5](#)). Dies ist insbesondere bei Anlagen mit kombinierter biologisch-chemischer Phosphatelimination interessant. Bei hydraulischen Stößen wird hier oft rückgelöstes Phosphat aus der anaeroben Zone stoßartig in die aerobe Zone verdrängt. Bei zu kurzen Aufenthaltszeiten für eine weitgehende Phosphataufnahme oder bei Kurzschlussströmungen kann die Phosphatkonzentration im Ablauf der Belebungsstufe sehr schnell ansteigen. Diesem Effekt kann durch eine wassermengenabhängige Störgrößenaufschaltung entgegengewirkt werden, da sie eine rechtzeitige Erhöhung der Dosiermenge bewirkt. Zu beachten ist, dass die Störgrößenaufschaltung so ausgelegt wird, dass sie nach einsetzendem Mischwasserzufluss nur über eine gewisse Zeit wirksam bleibt.

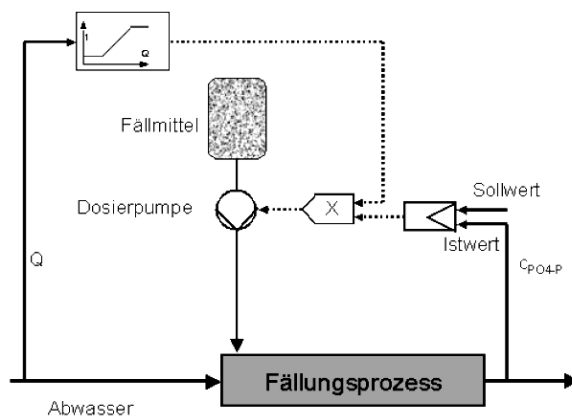


Abbildung 8.5: Regelung der PO_4-P -Konzentration mit Störgrößenaufschaltung des Abwasserflusses (ATV-DVWK-M 206, 2001)



8.2.3.6. Sonstige Steuerungs- und Regelungskonzepte

Die beschriebenen Steuerungs- und Regelungskonzepte lassen sich unter Beachtung der im konkreten Fall vorliegenden prozesstechnischen Gegebenheiten erweitern oder kombinieren. Beispielsweise kann die in [Abbildung 8.5](#) gezeigte Regelung der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration mit einer Aufschaltung des Abwasserflusses so erweitert werden, dass nach dem Muster von [Abbildung 8.3](#) nicht der Abwasserfluss, sondern die P-Fracht als Störgröße aufgeschaltet wird. Weiterhin kann es zweckmäßig oder notwendig sein, die genannten Aufschaltungen nicht als statische Aufschaltungen auszuführen, sondern diese über Dynamikglieder zu führen, z.B. als nachgebende Aufschaltung (vgl. Bemerkung am Ende von Kapitel [8.2.3.5](#)).

In Einzelfällen werden auch so genannte wissensbasierte Regelungssysteme eingesetzt, von denen die Fuzzy-Regelungen den größten Bekanntheitsgrad erlangt haben. Bei diesen Ansätzen wird die Steuerung und Regelung in Form verbal formulierter, unscharfer Regeln definiert. Eine überschaubare Anzahl dieser Regeln vorausgesetzt, resultieren hieraus Steuerungslösungen, die sich im Allgemeinen durch Transparenz und gute Nachvollziehbarkeit auszeichnen.



8.2.3.7. Ersatzwertstrategien

Die vorstehend dargelegten Automatisierungskonzepte setzen voraus, dass die tatsächlich vorhandene Phosphorkonzentration als Messwert zuverlässig und möglichst kontinuierlich zur Verfügung steht. Damit ein Ausfall des Messsignals, z.B. während einer Kalibrierung oder bei einer Gerätestörung, nicht mit negativen Folgen für die Prozessführung verbunden ist, müssen daher Ersatzwerte für die Automatisierung hinterlegt werden, die anstelle des echten Prozesswertes einen Notbetrieb sicherstellen. Weiterhin ist zu definieren, wann der Messwert als gestört angesehen werden und stattdessen ein Ersatzwert verwendet werden soll.

Im Rahmen der Ersatzwertstrategie wird festgelegt, welche der folgenden Verfahren zur Bildung von Ersatzwerten angewendet werden soll:

- Angabe eines festen Wertes als default -Wert,
- Vorgabe von Ganglinien,
- Übernahme von Messwerten einer parallel betriebenen Straße,
- Verwendung des letzten ungestörten Wertes mit oder ohne zeitliche Extrapolation,
- Verwendung von Hilfsparametern.

Als Kriterien für eine Messwert-Störung mit der Aktivierung der Ersatzwertstrategie können angesehen werden:

- so genannte live zero Überwachung des 4 – 20 mA-Signals des Messumformers,
- Statusmeldung (Selbstüberwachung) des Analysegerätes,
- Abweichung vom plausiblen Messwertebereich durch Überwachung der oberen und unteren Grenzwerte,
- Betätigung eines Wartungsschalters bei Kalibriervorgängen.



8.2.3.8. Besonderheiten bei der Kalk-Fällung

Bei einer Fällung mit Kalkhydrat muss das Dosiersystem so ausgelegt werden, dass trotz Schwankungen des Abwasserflusses der gewünschte pH-Wert um $\pm 0,1$ pH genau gehalten werden kann, weil der im Ablauf einzuhaltende pH-Wert sehr nahe beim Betriebspunkt der Simultanfällung ($\text{pH} = 8,6 - 9,0$) liegt. Für die pH-Messung haben sich Gelelektroden mit kurzer Ansprechzeit bewährt. Die Hersteller bieten Elektroden an, die sich speziell für die Kalkmilchdosierung eignen (z.B. Elektroden mit Teflondiaphragma). Die Elektrodenhalterungen sollen große Anströmöffnungen aufweisen, damit sie sich nicht zusetzen können. Sie müssen zudem so angebracht sein, dass die Elektroden für die Wartung leicht zugänglich sind und bei jedem Wasserstand benetzt bleiben. Von Vorteil ist zusätzlich zur regelmäßigen mechanischen Reinigung der Einsatz einer automatischen Elektrodenreinigung, mit welcher die Elektrode(n) auch in kurzen Zeitintervallen gespült oder gesäuert werden können. Die Säurespülung muss so konstruiert sein, dass sich keine Verzapfungen an den Sprühelementen bilden können. Systeme, welche die Elektroden in einem separaten Behälter reinigen, können hier von Vorteil sein. Während der Reinigung muss die Regelung (automatisch) unterbrochen und die zuletzt dosierte Kalkmenge konstant gehalten werden, bis die pH-Elektrode wieder betriebsbereit ist. Empfehlenswert ist es, neben der Regelelektrode eine weitere Elektrode zur Überwachung des Systems einzusetzen.



8.2.4. Wirtschaftlichkeit der Mess- und Regeltechnik

Die Wirtschaftlichkeit der Maßnahmen zur Automatisierung der chemischen Phosphatelimination ist in jedem Fall sorgfältig zu prüfen. Den Aufwendungen für die Mess- und Regeltechnik (MSR-Technik) stehen in der Regel Einsparungen bei der benötigten Fällmittelmenge sowie bei der Schlammbehandlung und -entsorgung gegenüber. Vorteilhaft, aber monetär kaum bewertbar, ist die stabilere Einhaltung des Überwachungswertes. Bereits der Einbau von einfachen Steuerungen (z.B. Steuerung nach Ganglinie) kann sich auch für kleinere Anlagen lohnen. Ab einer gewissen Ausbaugröße ist jedoch der Einsatz von Prozessanalysegeräten in Verbindung mit den zuvor beschriebenen Regelungs- und Steuerungskonzepten wirtschaftlicher. Für die Bewertung der Kosten ist immer das Gesamtsystem der Messeinrichtung zu betrachten. Neben den Investitionen für den Analysator, einem evtl. erforderlichen Raum zur Unterbringung des Systems, der Probenvorbehandlung und der Probenstromförderung sind insbesondere auch die laufenden Kosten für Reagenzien, Ersatz- und Verschleißteile, Wartung und Instandhaltung und sonstige Verbrauchsstoffe mit einzubeziehen (vgl. ATV-DVWK M-269). Hinzu kommen die Kosten für die Automatisierung. Kostenbetrachtungen nach der KVR-Richtlinie der LAWA ergeben, dass der Einsatz von Prozessanalysegeräten je nach den örtlichen Gegebenheiten in der Regel ab einer Anschlussgröße von etwa 40.000 EW wirtschaftlich ist. Häufig sind solche Geräte aber aus anderen Gründen (z.B. Dokumentation- und Betriebsüberwachung) bereits vorhanden. Dann bietet es sich an, diese auch in Regelungs- oder Steuerungskonzepte einzubinden, ggf. sind die Geräte auch an hierfür geeignete Positionen umzusetzen (vgl. Kapitel [8.2.2](#)).

Die Wirtschaftlichkeit einer Prozessregelung ist bei alleiniger chemischer P-Elimination maßgeblich von den Schwankungen der P-Konzentration an der Dosierstelle abhängig. So kann bei relativ konstanter P-Konzentration über eine Prozessregelung nur begrenzt Fällmittel eingespart und der Fällungsschlammanfall vermindert werden. Ist die chemische P-Elimination ergänzend zu einer biologischen P-Elimination eingesetzt, können die Konzentrationsschwankungen jedoch aufgrund des variierenden Prozessverhaltens der biologischen P-Elimination fallweise groß sein. Durch die Prozessregelung besteht hier die Möglichkeit, die biologische P-Elimination durch Verhinderung einer zu großen Fällmittelzugabe zu stabilisieren und damit indirekt den Fällmittelbedarf und Schlammanfall zu reduzieren (vgl. ATV-DVWK-M 206, 2001).

Eine Studie (IWA Publishing, 2005) hat in einem direkten Vergleich unterschiedlicher Zugabeverfahren konkrete Zahlen ermittelt, aus denen hervorgeht, wie effizient die jeweiligen Methoden tatsächlich mit dem Fällmittel umgehen:

Tabelle 8.3: Fällmittelbedarf in Abhängigkeit vom Zugabeverfahren (IWA Publishing, 2005)

Verfahrenstechnik	Zugegebenes Fällmittel
Frachtabhängige Regelung	100 % (Basis für den Vergleich)
Konstante Zugabe	264 %
Durchflussproportionale Zugabe	209 %
Frachtproportionale Zugabe	201 %

Daraus geht hervor, dass der Fällmittelverbrauch bei Zugabeverfahren im Vergleich zur frachtabhängigen Regelung mehr als doppelt so hoch ausfallen kann.

[Tabelle 8.4](#) gibt eine Übersicht, welche Steuerungs-/Regelungstechnik in Abhängigkeit von der Anlagengröße empfehlenswert ist.

Tabelle 8.4: Entscheidungsmatrix für Steuerungs- und Regelungskonzepte der Fällmitteldosierung

Verfahrenstechnik	Anlagengröße
Steuerung nach Zeitplan	nicht zu empfehlen (bzw. nur kleine Anlagen)
Steuerung nach Ganglinie	kleine Anlagen
Steuerung nach dem Abwasserfluss	mittelgroße Anlagen
Steuerung nach der P-Fracht	große Anlagen
Regelung von S_{PO_4}	große Anlagen



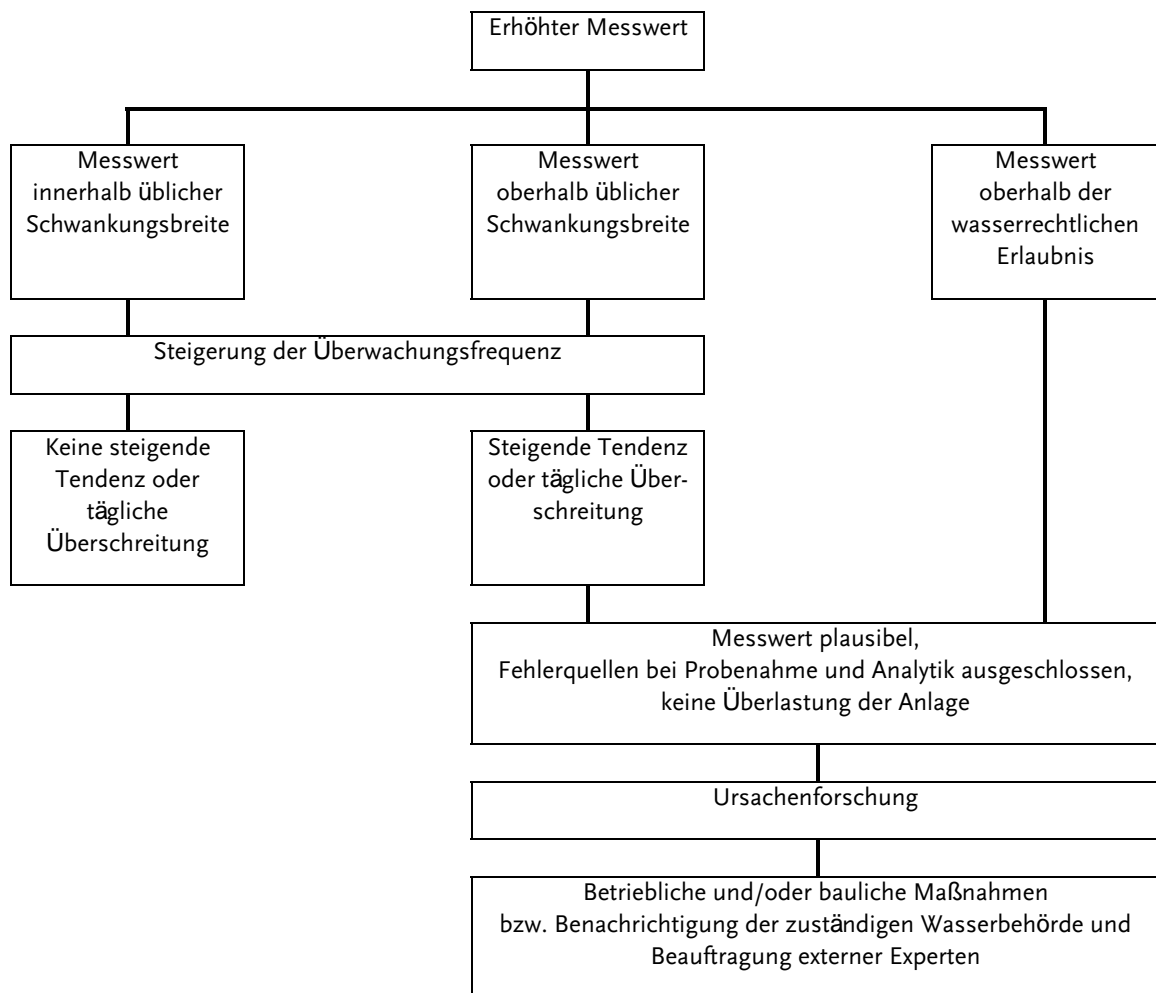
9. Betriebsstörungen

Dieses Kapitel basiert im Wesentlichen auf dem vom DWA Landesverband Baden Württemberg heraus gegebenen Handbuch Funktionsstörungen auf Kläranlagen - Praxisleitfaden (Baumann et al., 2008) und wurde mit weiteren wichtigen Hinweisen ergänzt.

Zur Beurteilung eines stabilen Reinigungsprozesses ist die absolute Größe der Messwerte ungeeignet. Eine Funktionsstörung ist dagegen immer dann zu vermuten, wenn die Messwerte der Eigenkontrolle nicht mehr innerhalb der üblichen Schwankungsbreite bzw. über den erwarteten Werten liegen. Dabei ist jedoch unbedingt zu berücksichtigen, in welchem Zeitraum und mit welcher Häufigkeit diese Kontrollmessungen durchgeführt wurden. Bei der Beurteilung von Ganglinien über einen Zeitraum von 24 Stunden deuten gelegentliche, unregelmäßige Überschreitungen nicht auf eine gravierende Funktionsstörung hin. Treten diese Überschreitungen aber regelmäßig, u. U. sogar mit steigender Tendenz auf, so besteht Handlungsbedarf. In jedem Fall muss zunächst die Überwachungsfrequenz (d.h. die Häufigkeit der Messungen) gesteigert werden. Erfasst der Betrachtungszeitraum einen Bereich von mehreren Tagen, so ist auch hier eine kurzzeitige Überschreitung des erwarteten Wertes (d.h. Messwert über dem Schwankungsbereich) unerheblich. Bei einem zu beobachtenden tendenziellen Anstieg oder gar einer täglichen Überschreitung ist dagegen ein unmittelbarer Handlungsbedarf gegeben. Wird ein Wert der wasserrechtlichen Erlaubnis auch nur kurzfristig überschritten, ist unverzüglich mit der Ursachenforschung zu beginnen. Bevor betriebliche oder bauliche Änderungen in Erwägung gezogen werden, ist in jedem Fall zunächst die Plausibilität des Messwertes zu überprüfen. Mögliche Fehlerquellen bei der Probenahme und der Analytik von Abwasserproben werden zusammenfassend in einem separaten Kapitel (siehe Kapitel [9.1](#)) behandelt. Ist der Messwert plausibel und liegt keine Überlastung der Anlage vor, sind vertiefte Betrachtungen, ggf. in mehreren Ebenen anzustellen, um die Ursache der Funktionsstörung zu ermitteln (siehe Kapitel [9.2ff.](#)).

Sind keine Ursachen einer Funktionsstörung erkennbar, um entsprechende wirkungsvolle Gegenmaßnahmen einleiten zu können, so ist die zuständige Wasserbehörde zu informieren und externe Experten (Ingenieurbüro, Universität etc.) sind mit der Lösung des Problems zu beauftragen (siehe auch [Tabelle 9.1](#)).

Tabelle 9.1: Vorgehensweise bei erhöhten Messwerten



9.1. Probenahme und Analytik

9.1.1. Probenahme

Die Eigenüberwachung von Abwasserbehandlungsanlagen erfolgt nach den Vorgaben der entsprechenden Verordnungen der jeweiligen Bundesländer. Darin sind verbindliche Angaben zur Art der Probenahme, zu den Messstellen, zur Bestimmung der Einzelparameter und zu den Probenahmeegeräten gemacht. Weiterhin wird empfohlen, bei der Probenahme die Hinweise der DIN 38402-11: 1995-12 und des AQS-Merkblattes "Probenahme von Abwasser" zu beachten. Auch in dem Arbeitsblatt DWA-A 704 (2007) gibt es Hinweise zu Probenahme und Analytik.

Falls im Rahmen der Eigenkontrolle überhöhte Werte im Kläranlagenablauf festgestellt werden, ist grundsätzlich die Durchführung der Probenahme kritisch zu überprüfen. Es soll ausgeschlossen werden, dass bei

Stich- und Mischproben

- eine Verwechslung der Proben durch eine fehlende, ungenügende oder eine falsche Bezeichnung der Sammelgefäße möglich war,
- im Sammelgefäß Reste der letzten Probe oder von Reinigungsmitteln verblieben waren (insbesondere bei P-Analytik),
- durch eine Verschmutzung des Probenahmegefäßes bzw. der Probenahmeeinrichtung zu viele Feststoffe in die Probe gelangen konnten oder durch eine Vermischung mit anderen Wässern eine Verfälschung der Probe möglich war,

zusätzlich bei 2 h- oder 24 h-Mischproben

- die Probenahme nicht bestimmungsgemäß (kontinuierlich/diskontinuierlich und zeit- oder durchflussproportional) erfolgte, - die Proben in dem Lagerzeitraum nicht gekühlt bzw. nicht stabilisiert wurden,
- ein Überlaufen des Sammelgefäßes erfolgte.

Bei Zweifel an der Richtigkeit von Messergebnissen sollte außerdem die Probenahmestelle hinterfragt werden (vgl. Kapitel [8.2.2](#)). Der Probenahmeort muss repräsentativ sein.

Anzumerken ist auch, dass ein Vergleich und eine entsprechende Beurteilung von mehreren Messungen nur möglich sind, wenn der Ort und die Rahmenbedingungen der Probenahme annähernd gleich sind. Eine Veränderung an den automatischen Probenahmeeinrichtungen ist deshalb in das Betriebsprotokoll aufzunehmen, bei Stichproben ist der Zeitpunkt der Probenahme zu dokumentieren. Das Sammelgefäß ist vor der Abfüllung der Mischprobe gut zu durchmischen (gilt insbesondere für größere Behälter wie Eimer).

Die Probenahme ist der wichtigste Teilschritt, um ein richtiges Ergebnis zu erhalten. Eine noch so gute Analyse kann Fehler bei der Probenahme nicht ausgleichen!



9.1.2. Probenvorbehandlung und Analytik

Die Bestimmung des P_{ges} erfolgt aus der homogenisierten Probe. Nach DIN 38402 - A 30 sind die Proben durch Einsatz eines Magnetrührers mit einer Frequenz von 700-900 U/min zu homogenisieren. Probenvolumina < 5 Liter können vor der Entnahme von Teilproben von Hand aufgeschüttelt werden, vorausgesetzt, dass eine repräsentative Durchmischung und Teilung sichergestellt ist. Die Probe ist bis zu einer gut sichtbaren Durchmischung, mindestens jedoch zwei Minuten, zu rühren. Im Einzelfall kann es zur Bestimmung des partikulären Anteils sinnvoll sein, den Parameter P_{ges} auch aus der filtrierten Probe zu bestimmen. Dies ist jedoch durch die korrekte Bezeichnung ($PO_4\text{-P}$) zu dokumentieren.

Bei unplausiblen Messwerten (außerhalb des erwarteten Bereiches) ist umgehend eine weitere Analyse aus der gleichen Probe durchzuführen (Doppelbestimmung). Anzumerken ist weiterhin, dass nur die Messergebnisse direkt miteinander verglichen werden können, welche mit dem gleichen Messverfahren analysiert wurden.

Wird bei der Bio-P eine Kontrollmessung mit belebtem Schlamm durchgeführt (z.B. Anaerobbecken bzw. Belebungsbecken) ist eine Rücklösung im Probenahmegefäß zu vermeiden (z.B. direktes Filtrieren des Schlammes).



9.1.3. Analytik von Abwasserproben mittels Online-Messgeräten

Bei erhöhten Messwerten, die mittels eines Online-Prozessmessgerätes registriert werden, ist sicherzustellen, dass die Ursache dafür nicht in einer Fehlfunktion des Gerätes oder der dazugehörigen Probenvorbehandlung liegt. Dies kann ggf. durch eine Vergleichsmessung im Labor geprüft werden. Obwohl je nach Messsystem und Messverfahren unterschiedliche Funktionsstörungen vorliegen können, ist die prinzipielle Fehlersuche aber ähnlich:

- Gerätefehler
- Probenstromzuführung unzureichend
- Gerätedefekt ohne Störungsmeldung
- Übertragungsfehler
- Defekt der Beschickungspumpe
- Verstopfung der Probenvorbehandlung



9.1.4. Steuer- und Regeltechnik

Bei der direkten oder indirekten Einbindung von Messsystemen in ein Steuer- oder Regelkonzept können Fehlfunktionen auch infolge defekter Kabelverbindungen oder unzureichender Programmierung auftreten. Wegen der Vielzahl möglicher Konzepte ist im Folgenden nur eine prinzipielle Vorgehensweise zur Erfassung von Störungsquellen angegeben.

Zur Überprüfung der Kabelverbindungen sind diese auf Kabelschäden (Kabel gebrochen/gerissen), Wackelkontakte (gelockerte Kabelverbindung, gebrochenes Kabel), Fehlan schlüsse oder verschmutzte/oxidierte Kontakte zu untersuchen.

Weiterhin ist die Programmierung der Steuer-/Regeleinrichtung zu überprüfen. Dabei ist abzuklären, ob bei der Programmierung ein Eingabefehler vorliegt, die Programmierung aufgrund veränderter Ausgangsbedingungen geändert werden muss oder ob sich nach einem Stromausfall die Programmierung geändert hat (fest vorgegebene Standardeinstellungen).

Für die letztgenannten Punkte ist in der Regel externes Fachpersonal heranzuziehen.

Bei Verwendung des Messsignals einer Durchflussmessung ist zu hinterfragen, wann die Messeinrichtung zuletzt kalibriert wurde. Ebenso ist die Anordnung des Messsystems, als auch die Funktionsfähigkeit einzelner Komponenten (Wasserstandsmessung bei Venturi, Messaufnehmer bei einem IDM) zu prüfen.



9.1.5. Die Streuung von Messwerten/Qualitätssicherung

Die Qualitätskontrolle soll sicherstellen, dass die Abweichungen für die jeweiligen Messungen in den noch erlaubten Grenzen liegen. Ein Weg geht über die statistische Berechnung der Standardabweichung aufgrund von vorhandenen Messdaten von Standardproben:

Die Konzentration des Standards ist bekannt. Befindet sich der Messwert des Standards innerhalb der erlaubten Fehlergrenzen, ist alles in Ordnung. In diesem Fall darf man davon ausgehen, dass auch bei den Proben mit den unbekannten Konzentrationen das Ergebnis richtig ist. Wenn der Messwert des Standards nicht im erlaubten Bereich liegt, dann ist wahrscheinlich auch der Messwert der unbekannten Probe falsch – in diesem Fall ist zunächst die Messung mit dem Standard zu wiederholen. Weicht auch hier das Ergebnis zu stark vom Sollwert ab, muss Ursachenforschung betrieben werden.



9.2. Ermittlung der Störungsursache

9.2.1. Erhöhte P_{ges} -Werte beim Belebungsverfahren (chemische P-Elimination)

Bei einer vermuteten Funktionsstörung der chemischen Phosphorelimination sollte als erste Maßnahme die Bestimmung des Gesamtposphorgehaltes (P_{ges}) überprüft werden (unfiltrierte Probe bei P_{ges} , korrekter Aufschluss etc.). Liegen die von einem kontinuierlich messenden Gerät ausgegebenen P_{ges} bzw. PO_4 -P-Werte über dem erwarteten Wertebereich, sollte das Prozessmessgerät mittels einer Vergleichsmessung im Labor überprüft werden.

Bestätigt sich die Richtigkeit der durchgeführten P-Messung sind weitere Untersuchungen einzuleiten. Bei der Beurteilung der Leistungsfähigkeit der P-Elimination sind auch unfiltrierte Proben vom Ablauf der Kläranlage heranzuziehen. Dabei ist sicherzustellen, dass die Probe tatsächlich an der bezeichneten Stelle entnommen und nicht mit einer anderen verwechselt wurde.

Ein unerwarteter hoher P_{ges} -Wert im Kläranlagenablauf kann sowohl auf gelöste als auch auf ungelöste Abwasserinhaltsstoffe zurückzuführen sein. Als Ursache kommen unterschiedliche Funktionsstörungen in Betracht. Zur Feststellung, ob die erhöhten Werte durch partikuläre Stoffe oder gelöste Verbindungen bedingt sind, bestehen verschiedene Möglichkeiten.

Ein erhöhter Abtrieb von Feststoffen ist am einfachsten durch eine Sichtkontrolle festzustellen. Bei einer geringen Sichttiefe ist mit einem erhöhten Anteil abtreibender Feststoffe zu rechnen. Es empfiehlt sich eine Messung der Trübung. Zur Sicherung der Messergebnisse ist zusätzlich der P_{ges} in der filtrierten Probe ($P_{ges,filtr}$) im Kläranlagenablauf zu bestimmen. Ist der $P_{ges,filtr}$ erheblich niedriger als der P_{ges} (Differenz $> 0,3 \text{ mg/l}$) aus der homogenen Probe, ist die Ursache für erhöhte P_{ges} -Ablaufwerte in der unzureichenden Trennwirkung der Nachklärung zu suchen. Auch die Messung von abfiltrierbaren Stoffen (AFS) kann Aufschluss über einen erhöhten Abtrieb von Feststoffen geben.

Anderenfalls ist weitere Ursachenforschung zu betreiben (siehe [Tabelle 9.2](#)).

Tabelle 9.2: Ursachen für erhöhte P-Werte im Ablauf (chemische P-Elimination) (Baumann et al., 2008, verändert)

1. Ebene		2. Ebene	3. Ebene	Gegenmaßnahme
Dosierung außer Betrieb (9.2.1.1)	ja	Vorratsbehälter leer (9.1.2.4)	ja	Füllen
	nein	Füllstandsanzeige funktionsuntüchtig (9.1.2.5)	ja	Instandsetzung
		Dosierpumpe defekt (9.1.2.6)	ja	Instandsetzung
nein	nein	Abriss des Förderstroms (9.1.2.7)	ja	Instandsetzung
	nein	Störungen bei Chemikalienentnahme (9.1.2.8)	ja	Instandsetzung
	nein	Einstellung der Dosierpumpe korrekt (9.1.2.9)	ja	Instandsetzung
	nein	Störungen bei der MSR-Technik (9.1.2.10)	ja	MSR-Technik fehlerhaft (9.1.2.15) ja Instandsetzung
			nein	Programmierung fehlerhaft (9.1.2.16) ja Instandsetzung
	nein		nein	IDM funktionsuntüchtig (9.1.2.17) ja Instandsetzung
		Dosierleitung undicht (9.1.2.11)	ja	Instandsetzung
Zusammensetzung der Fällmittellösung nicht korrekt (Kap. 9.2.1.2)	ja			Dosierung erhöhen
nein				
Pges-Zulauf fracht erhöht (Kap. 9.2.1.3)	ja	Externe Stoßbelastungen (9.1.2.12)	ja	Ursachenforschung (Einleiter)
	nein			
		Anteil nicht fällbarer Phosphate erhöht (9.1.2.13)	ja	Ursachenforschung
	nein			
		Kontinuierliche Frachtsteigerung durch externe Einleiter (9.1.2.14)	ja	Konst. Dosierung ausreichend (9.1.2.18) ja Dosierung erhöhen
			nein	Dosierung nach Ganglinie funktionsunfähig (9.1.2.19) ja Ganglinie neu messen und Dosierung anpassen



9.2.1.1. Fällmitteldosierung außer Betrieb

Bei erhöhten P_{ges} -Werten im Kläranlagenablauf ist zunächst zu überprüfen, ob überhaupt Fällmittel an der Dosierstelle ankommt. Da die Dosierstelle für Fällmittel in der Regel frei liegt und somit von außen einsehbar ist, sollte hier zunächst optisch überprüft werden, ob das Fällmittel ins Abwasser zuläuft. Möglicherweise fällt auch ein deutlich verminderter Fällmittelfluss auf. Ursachen siehe Kapitel [9.2.1.2ff.](#)

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.2. Zusammensetzung der Fällmittellösung nicht korrekt

Eine Unterdosierung an Fällmittel kann auch auf einer veränderten Zusammensetzung der Fällmittellösung beruhen. Bei flüssigen Fällmitteln ist die Zusammensetzung anhand der Lieferscheine bzw. der Herstellerangaben zum Fällmittel zu kontrollieren. Folgende Fragen sind zu untersuchen:

- Wurde das richtige Fällmittel bestellt bzw. geliefert?
- Wurde das Fällmittel in der richtigen Konzentration bestellt bzw. geliefert (Konzentration des Fällmittels)?
- Wurde das Produkt bzw. der Lieferant gewechselt (produktionsbedingte Störstoffe bzw. andere Zusammensetzung)?

Feste Fällmittel wie Eisensulfat müssen vor ihrer Verwendung in Lösung gebracht werden. Daher ist in regelmäßigen Abständen der Eisengehalt der Lösung zu untersuchen. Diese Bestimmung erfolgt am einfachsten über die Dichtebestimmung mit Hilfe einer Spindel. Auf die Temperatur der Lösung ist zu achten. Aus entsprechenden Tabellen kann dann der Eisengehalt der Lösung abgelesen werden.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.3. P_{ges} -Zulauf fracht erhöht

Der Fällmittelbedarf kann durch Erhöhung der Tagesfrachten gestiegen sein.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.4. Vorratsbehälter leer

Hat die Überprüfung der Dosierstelle gezeigt, dass der Fällmittelfluss unterbrochen ist, sollte zunächst der Füllstand des Vorratsbehälters überprüft werden. Möglicherweise reicht die Fällmittelmenge nicht mehr für eine störungsfreie Dosierung aus und muss aufgefüllt werden ([9.2.1.5](#), Füllstandsanzeige).

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.5. Füllstandsanzeige funktionsuntüchtig

Wenn die Füllstandsanzeige am Vorratsbehälter eine ausreichende Fällmittelmenge angezeigt hat, muss sichergestellt sein, dass sie korrekt arbeitet. Bei Verdacht auf eine Fehlfunktion, vor allem bei elektronischen Messwertaufnehmern, muss der Füllstand des Vorratsbehälters zusätzlich optisch oder mit Hilfe eines Meterstabes kontrolliert werden.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.6. Dosierpumpe defekt

Falls die erste Prüfung des Vorratsbehälters eine ausreichende Fällmittelmenge ergeben hat, ist zu überprüfen, ob die Dosierpumpe ordnungsgemäß läuft oder durch einen Defekt außer Betrieb ist ([9.2.1.9](#), Einstellung, [9.2.1.10](#), MSR-Technik).

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.7. Abriss des Förderstromes

Die Dosierpumpe zeigt selbst bei laufendem Betrieb keine Wirkung, wenn die Heberwirkung in der Entnahmeleitung durch Abriss des Flüssigkeitsfadens aufgehoben ist. In diesem Fall muss das Vakuum in der Entnahmeleitung neu aufgebaut werden (Entlüftung der Dosierpumpe).

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.8. Störungen bei der Chemikalienentnahme

Sowohl bei flüssigen als auch bei festen Fällmitteln kann die Chemikalienentnahme aus dem Vorratsbehälter durch Verstopfung der Leitungen, der Ventile oder/und der Pumpen blockiert sein. Das kann folgende Ursachen haben:

- Verkrustungen
- Auskristallisieren der Fällmittellösung bei tiefen Temperaturen
- Verklumpen des Granulats durch Aufnahme von Feuchtigkeit

In diesen Fällen ist die Verstopfung an der entsprechenden Stelle zu beseitigen und ggf. sind Vorkehrungen zu treffen, um eine Wiederholung zu vermeiden.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.9. Einstellung der Dosierpumpe korrekt

Falls die Dosierpumpe in Betrieb ist, kann der Förderstrom durch einen Defekt oder eine fehlerhafte Einstellung gedrosselt sein. (Möglicherweise bestand auch schon bei der augenscheinlichen Kontrolle der Dosierstelle der Eindruck einer geringeren Dosierung als üblich). Vor diesem Hintergrund ist die Pumpeneinstellung, d.h. der Förderstrom bzw. die Anzeige des aktuellen Förderstromes, zu überprüfen. Falls keine Anzeige der Fördermenge vorhanden ist, ist der Förderstrom mit Hilfe eines geeigneten Standzylinders auszulitern. Beim Umgang mit ätzenden und/oder wassergefährdenden Flüssigkeiten sind die einschlägigen Sicherheitsvorschriften zu beachten.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.10. Störungen bei der MSR-Technik

Bei SPS-gesteuerten Dosierpumpen kann die Ursache für einen reduzierten Förderstrom in einer fehlerhaften MSR-Technik liegen (siehe Kapitel [9.1.4](#)).

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.11. Dosierleitung undicht

Störungen des Fällmittelflusses können auch in der Dosierleitung auftreten, weshalb die Leitung auf Verstopfungen oder Abrissstellen zu kontrollieren ist. Dies kann in den Schächten und am Ende des Schutzrohres kontrolliert werden. Ist die Dosierleitung gebrochen, muss umgehend sichergestellt werden, dass kein austretendes Fällmittel ins Erdreich, Grundwasser oder ein nahe gelegenes Gewässer gelangt!

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.12. Externe Stoßbelastungen

Durch entsprechende Indirekteinleiter kann ein Anstieg der Phosphorverbindungen im Zulauf auch sprunghaft verursacht werden (z.B. Neuanschluss, Produktionsänderungen, Produktionsausweitungen). Insbesondere Industrien der Lebensmittelproduktion- oder -verarbeitung emittieren erhöhte Phosphorfrachten. In diesem Zusammenhang ist das Indirekteinleiterkataster zur Ursachenforschung heranzuziehen.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.13. Anteil nicht fällbarer Phosphate erhöht

Es sollte mit Fällversuchen (Jar-Test) geprüft werden, ob eine chemische Behandlung überhaupt möglich ist. Hierzu bestimmt man die gesamte Phosphorkonzentration im Abwasser und ermittelt die nötige Fällmittelmenge (siehe Kapitel [6.8](#)). In mehreren Behältnissen wird zu dem Abwasser schrittweise die überstöchiometrisch nötige Fällmittelmenge zudosiert, umgerührt und nach dem Absetzen der Feststoffe im Filtrat erneut der Phosphorgehalt gemessen. Sofern bei einer deutlichen Überdosierung noch erhebliche Phosphorkonzentrationen im Filtrat messbar sind, ist von der Anwesenheit nicht fällbarer Phosphorverbindungen auszugehen. In einem solchen Fall sollte der Verursacher ausfindig gemacht werden (vgl. Neitzel und Tschach, 2007).

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.14. Kontinuierliche Frachtsteigerung durch externe Einleiter

Ein kontinuierlicher Anstieg der Tagesfrachten kann auf einer Erhöhung des Anschlussgrades durch:

- Erschließung neuer Bau-/Gewerbegebiete
- Anschluss von Nachbargemeinden oder zusätzlichen Ortsteilen beruhen

In diesem Fall ist entsprechend mehr Fällmittel zu dosieren.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.15. MSR - Technik fehlerhaft

Bei der direkten oder indirekten Einbindung von Messsystemen in ein Steuer- oder Regelkonzept können Fehlfunktionen auch infolge defekter Kabelverbindungen oder unzureichender Programmierung auftreten (vgl. [9.1.4](#), [9.2.1.16](#)). Vor allem bei Anlagen mit einer frachtabhängigen Dosierung ist darauf zu achten, dass sämtliche Eingangswerte (Wassermenge, Phosphorkonzentration) fehlerfrei sind und auch fehlerfrei verarbeitet werden.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.16. Programmierung fehlerhaft

Neben den Kabelverbindungen ist die Programmierung der Steuereinrichtung zu überprüfen. Folgende Fragen sind unter anderem abzuklären:

- Liegt bei der Programmierung ein Eingabefehler vor?
- Muss die Programmierung infolge erhöhter Tagesfrachten geändert werden?
- Muss eine veränderte Tagesganglinie programmiert werden?
- Hat sich nach einem Stromausfall möglicherweise die Programmierung geändert?

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.17. IDM funktionsuntüchtig

Folgende Fragen sind abzuklären:

- Ist der IDM verstopft?
- Hat sich eine Luftblase gebildet?
- Ist die Messung des IDM aufgrund von Belagbildung fehlerhaft?
- Ist der IDM noch korrekt kalibriert?

Eine Überprüfung der Messung ist durch Auslitern möglich.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.18. Konstante Dosierung ausreichend

Wird das Fällmittel mehr oder minder konstant dosiert (gleichmäßig über 24 h oder mit Hilfe einer Zeitschaltuhr im Tag-/Nachtrhythmus), muss der Fällmittelbedarf neu berechnet und der Förderstrom der Dosierpumpe entsprechend angepasst werden.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.1.19. Dosierung nach Ganglinie funktionsunfähig

Bei gesteuerten Dosierpumpen muss die Steuerung ebenfalls für die höhere Fracht neu programmiert werden. Erhöhte P_{ges} -Werte im Kläranlagenablauf können auch dann auftreten, wenn die Dosierung des Fällmittels nach einer fest programmierten Tagesganglinie erfolgt und sich diese Tagesganglinie verändert hat.

(Zurück zu [Tabelle 9.2](#))

9.2.2. Erhöhte P_{ges} -Werte bei Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern

Die Phosphatelimination bei Anlagen mit Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern erfolgt in der Regel mittels Vorfällung (selten) oder Fällung in den Zulauf zur Nachklärung (Zwischenfällung). Da hier dieselben Kriterien wie bei der chemischen Phosphatelimination bei Belebungsanlagen gelten, wird auf Kapitel [9.2](#) verwiesen.



9.2.3. Erhöhte P_{ges} -Werte bei Filtrationseinrichtungen

Ist der homogenisierte P_{ges} im Ablauf der Filtrationseinrichtung größer als im Ablauf der Nachklärung, ist der Spülzyklus falsch gewählt. Es ist eine sofortige Rückspülung einzuleiten. Steigt die Trübung im Ablaufkanal zum Gewässer schnell an, so kann dies neben einem Filterdurchbruch bei einer Filterverstopfung auch ggf. auf das Anspringen einer Bypass-Leitung zurückgeführt werden. Ein erhöhter $P_{ges,filtr}$ im Ablauf des Filters im Vergleich zum $P_{ges,filtr}$ im Ablauf der Nachklärung ist in der Regel auf eine Verschammung des Filters zurückzuführen. Ggf. liegt die Ursache in einer unzureichenden Spülung. Nach der Rückspülung sind die Messeinrichtungen für die automatische Rückspülung zu überprüfen. Sind der Zulauf und Ablauf des Filters ständig trüb, ist die Ursache in fein dispersen Partikeln zu suchen. Abhilfe erscheint durch eine Zugabe von Flockungshilfsmitteln möglich. Weitere Hinweise zur Flockungsfiltration enthält das Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 203, außerdem ist ein Arbeitsbericht Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfiltern der Arbeitsgruppe 8.3-Abwasserfiltration in Bearbeitung.



9.2.4. Stark erhöhte P_{ges} -Werte im Zu- und Ablauf der Anlage

Bei entsprechenden Merkmalen ist auf eine erhöhte Einleitung von Phosphorverbindungen in das Kanalnetz zu schließen. Ursache ist normalerweise die Einleitung von phosphathaltigen industriellen Abwässern (oft aus der Lebensmittelindustrie). Gegenmaßnahmen sind nur insoweit möglich, wie die Fällmittelzugabe erhöht werden kann. Negative Auswirkungen der Fällmitteldosierung, wie Absenkung der Säurekapazität bei sauren Metallsalzen, sind dabei aber zu beachten. Es wird empfohlen, den Einleiter zu identifizieren und ggf. Maßnahmen vor Ort einzuleiten.



9.2.5. Erhöhte P_{ges} -Werte beim Belebungsverfahren (Bio-P)

Eine sichere Einhaltung der geforderten Ablaufwerte von weniger als 2 mg/l ist in nur wenigen Anwendungsfällen der Bio-P in Belebungsanlagen möglich. Daher ist eine zusätzliche Simultanfällung meist unerlässlich.

Tabelle 9.3: Ursachen für erhöhte P-Werte im Ablauf (Bio-P) (Baumann et al., 2008, verändert)

1. Ebene		2. Ebene		3. Ebene		Gegenmaßnahme
P-Rücklösung unzureichend (9.2.5.1)	ja	O₂-Eintrag zu hoch (9.2.5.5)	ja	O₂-Eintrag durch Rührwerke (9.2.5.9)	ja	Verminderung der Umwälzung
nein		nein		nein	ja	Bauliche Maßnahmen
				O₂-Eintrag durch Förderpumpe, Wehre etc. (9.2.5.10)		
				nein	ja	Denitrifikation verbessern
		Nitrateintrag zu hoch (9.2.5.6)	ja	Denitrifikation zu gering (9.2.5.11)		
		nein	ja	nein	ja	Ursachenforschung
				Nitrat- oder Sulfateintrag (9.2.5.12)		
Beschickung zu hoch (9.2.5.7)		ja				Ursachenforschung
			nein			
			Kurzschluss-Strömung vorhanden (9.2.5.8)			
P-Aufnahme unzureichend (9.2.5.2)	ja					O ₂ erhöhen, Belüftungszeit verlängern
nein						
P-Aufnahme durch H₂S gehemmt (9.2.5.3)	ja					Umwälzung verbessern
nein						
P-Rücklösung in der Schlammbehandlung/Nachklärung (9.2.5.4)	ja					O ₂ oder Rücklaufverhältnis erhöhen



9.2.5.1. Phosphat-Rücklösung in der AN-Zone unzureichend

Eine unzureichende Rücklösung von Phosphat liegt dann vor, wenn der Phosphorgehalt im Ablauf der AN-Zone nicht wesentlich höher als der im Zulauf zur Kläranlage ist. Da ggf. über den Rücklaufschlamm ebenfalls Phosphor in die AN-Zone eingetragen werden kann, ist beim Vergleich der Zulauf- mit den Ablaufwerten auch der Rücklaufstrom mit einzubeziehen. Dazu wird die Summe der Phosphorgehalte anteilig von Zulauf und Rücklaufschlamm mit dem Phosphorgehalt im Ablauf der AN-Zone verglichen:

G 21:

$$P_{\text{Rück}} = P_{\text{AN}} - \left(\frac{P_{\text{ZU}} \cdot Q_{\text{ZU}}}{(Q_{\text{ZU}} + Q_{\text{RS}})} + \frac{P_{\text{RS}} \cdot Q_{\text{RS}}}{(Q_{\text{ZU}} + Q_{\text{RS}})} \right)$$

mit:

$P_{\text{Rück}}$	Phosphat-Rücklösung in mg/l
P_{AN}	Phosphat im Ablauf der AN-Zone in mg/l, gemessen als PO_4 -P-Konzentration
P_{ZU}	Phosphat im Zulauf zur AN-Zone in mg/l, gemessen als PO_4 -P-Konzentration
P_{RS}	Phosphat im Rücklaufschlamm in mg/l, gemessen als PO_4 -P-Konzentration
Q_{Zu}	max. 2h-Zufluss bei Trockenwetter in m ³ /h
Q_{RS}	Rücklaufschlammförderstrom in m ³ /h

Eine unzureichende Rücklösung von Phosphat kann auf eine zu kurze Kontaktzeit des belebten Schlammes in der AN-Zone, ein ungünstiges Nährstoffverhältnis, Sauerstoff-/Nitrateintrag (bzw. unvollständige Denitrifikation) oder auf zu wenige obligat aerobe phosphatspeichernde Mikroorganismen (PAO s) zurückzuführen sein. Die aktuelle Kontaktzeit ist rechnerisch zu überprüfen. Bei einem Rücklaufverhältnis von 70 - 100 % soll die Kontaktzeit in der AN-Zone mindestens 0,75 Stunden betragen. Die Kontaktzeit in der anaeroben Zone errechnet sich wie folgt:

G 22:

$$t_K = \frac{V_{\text{AN}}}{(Q_{\text{Zu}} + Q_{\text{RS}})} [h]$$

mit:

V_{AN}	Anaerobvolumen in m ³
Q_{Zu}	max. 2h-Zufluss bei Trockenwetter in m ³ /h
Q_{RS}	Rücklaufschlammförderstrom in m ³ /h

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.2. Phosphat-Aufnahme in der N-Zone unzureichend

Für die vermehrte Aufnahme von Phosphat aus dem Abwasser muss der belebte Schlamm in der Nitrifikationszone gut mit Sauerstoff versorgt werden. Es ist deshalb zu überprüfen, ob der Sauerstoffeintrag in der Nitrifikationszone ausreichend ist. In der Regel ist das bei O_2 -Gehalten über 1–2 mg/l im gesamten belüfteten Teil des Belebungsbeckens der Fall. Bei einer Unterversorgung ist der Sauerstoffgehalt in der N-Zone möglichst zu steigern oder die Belüftungszeiten sind zu verlängern (bei intermittierenden Anlagen). Der P-Gehalt kurz hinter der Nitrifikationszone dient als Kontrollmessung für eine gut funktionierende P-Aufnahme.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.3. P-Aufnahme durch H_2S gehemmt

Die vermehrte Aufnahme von Phosphat kann auch durch die Anwesenheit von Schwefelwasserstoff (H_2S) gestört sein. Die Hemmwirkung ist nicht einfach zu erkennen. Zur Bildung von Schwefelwasserstoff in der AN-Zone kann es dann kommen, wenn der belebte Schlamm durch mangelhafte Umwälzung nicht ausreichend in Schwebelage gehalten wird. Aus diesem Grunde ist die Umwälzung in der AN-Zone zu kontrollieren und gegebenenfalls zu verbessern. Ggf. wird auch externer Schwefelwasserstoff durch Neuanschluss von Druckrohrleitungen eingetragen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.4. P-Rücklösung in der Schlammbehandlung/Nachklärung

Grundsätzlich ist die Rücklösung von Phosphat in den anaeroben Reaktoren der Schlammbehandlung möglich. Sofern hier Fällprozesse nicht in einem ausreichenden Maße auftreten, kann durch Prozesswässer eine hohe Rückbelastungsfracht in die Anlage zurückgeführt werden. Zur Klärung sind Probenahmen aus dem Filtratwasser der Schlammabwasserung und ggf. aus Trübwässern von statischen Eindickern zu veranlassen und die P-Rückbelastungsfracht (filtrierte und unfiltrierte Probe) zu berechnen. Bei einer Rückbelastungsfracht von über 5 %, bezogen auf die Zulaufbelastung der Anlage, ist von einer erhöhten Belastung auszugehen. Abhilfe kann beispielsweise eine separate Behandlung des Prozesswassers schaffen, vorher sind Auswirkungen und Abhilfemaßnahmen aber sachgerecht zu analysieren.

Eine unerwünschte Rücklösung in der Nachklärung (NK) lässt sich einfach feststellen: Wenn die Konzentration an Orthophosphat im Ablauf der NK deutlich höher ist als in der Nitrifikationsstufe, dann liegt eine P-Rücklösung vor. Verhindert werden kann sie durch Erhöhung der Sauerstoffkonzentration in der Nitrifikationsstufe oder durch eine Erhöhung des Rücklaufverhältnisses bzw. eine Verkürzung der Aufenthaltszeit des Schlammes im Nachklärbecken.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.5. Eintrag von Sauerstoff zu hoch

Eine mögliche Störquelle ist der unzulässige Eintrag von Sauerstoff in die AN-Zone über den Zulauf oder den Rücklauf. Um dieser Frage nachzugehen, sollten mit dem Sauerstoff-Handmessgerät oder mit Hilfe einer stationären Sauerstoffsonde punktuelle Messungen in der AN-Zone (vor allem im Zulaufbereich) durchgeführt werden. Eine Beeinträchtigung der Phosphatrücklösung ist in der Regel bei O_2 -Gehalten $> 0,1 - 0,2 \text{ mg/l}$ zu erwarten. In diesem Zusammenhang ist auch auf die begrenzte Genauigkeit der Sauerstoffgehaltsmessung im Bereich $< 0,1 \text{ mg/l}$ hinzuweisen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.6. Nitrateintrag zu hoch

Neben Sauerstoff kann, wie bereits dargestellt, auch ein erhöhter Nitrateintrag über den Rücklaufschlamm (oder über den Zulauf) in die anaerobe Zone eine hemmende Wirkung auf die Phosphatrücklösung ausüben. Zur Überprüfung sollte die Konzentration an Nitratstickstoff im Ablauf der AN-Zone bestimmt werden. Sollte der Gehalt an Nitratstickstoff im Ablauf der anaeroben Zone $> 0,5 \text{ mg/l}$ betragen, ist eine Ursachenforschung zu betreiben. Ggf. ist die Schlammrückführung aus der Nachklärung zu verringern, eine Beeinträchtigung der Nachklärung ist dabei auszuschließen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.7. Beschickung zu hoch

Hat sich bei der rechnerischen Überprüfung eine zu kurze Aufenthaltszeit in der AN-Zone bestätigt, sollte zunächst überprüft werden, ob sich die Beschickungsmenge der AN-Zone geändert hat. Im Einzelnen sind folgende Volumenströme mengenmäßig zu kontrollieren:

- Abwasserzulauf,
- Rücklaufschlamm,
- Kreislaufschlamm (bei Zuleitung vor der AN-Zone),
- separat zugeleitete Produktionsabwässer größerer Indirekteinleiter (bei Zuleitung vor der AN-Zone).

Die korrekten Sollwerte der internen Kreisläufe sind wieder einzustellen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.8. Kurzschlussströmungen vorhanden

In der AN-Zone kann sich unbemerkt eine unbeabsichtigte Kurzschlussströmung einstellen. Daher sind alle Schieber und Schütze in Zusammenhang mit dem Betrieb der AN-Zone auf ihre richtige Einstellung zu überprüfen. Die Funktionsfähigkeit des Rührwerkes ist zu überprüfen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.9. Sauerstoff-Eintrag durch Rührwerke

Bei erkennbar starker Wirbelbildung an der Oberfläche besteht die Gefahr des Sauerstoffeintrags in die AN-Zone. Sind solche Turbulenzen mit bloßem Auge sichtbar, kann der Sauerstoffgehalt an dieser Stelle oder in unmittelbarer Nähe mit Hilfe eines Handmessgerätes überprüft werden. Somit kann diese Ursache sicher erkannt und anschließend behoben werden, wenn ein diskontinuierlicher Betrieb der Rührwerke sich als nicht ausreichend erweist. Zur Abhilfe ist die Rührerdrehzahl zu vermindern, ggf. ist ein Frequenzumrichter oder eine kleinere Rührwerkseinheit zu installieren. Abhilfe kann auch ein Austausch des Getriebes oder eine Verkleinerung der Rührflügel bringen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.10. Sauerstoff-Eintrag durch Förderpumpen, Wehre, etc.

Bei schnell laufenden, offenen Schneckenrotpumpen wird der Sauerstoffgehalt pro m Förderhöhe um bis zu 1 mg/l erhöht. Dies ist unabhängig, ob Abwasser oder belebter Schlamm gefördert wird. Die Sauerstoffanreicherung im gegebenen Fall kann anhand von Messungen vor dem Pumpwerk sowie an deren Auslauf (unter Einsatz einer kalibrierten Laborelektrode) ermittelt werden. Eine starke Sauerstoffanreicherung tritt auch bei Abstürzen auf, die etwa im Auslauf von Schneckenrotpumpen durchaus 0,5 bis 0,8 m betragen können, sowie beim Fall über Wehrschwellen. Bei einer Wehrhöhe von z.B. 20 cm tritt eine Sauerstoffanreicherung von > 1 mg/l ein. Ggf. sind das Abwasser bzw. der belebte Schlamm unter dem Sturzpunkt sogar sauerstoffgesättigt. Eine Kapselung der Förderschnecken kann die ungewollte Sauerstoffzufuhr deutlich verringern. Bei der Einleitung von Abwasser- oder Schlammströmen über dem Wasserspiegel in den AN-Reaktor entsteht ein Tauchstrahlbelüftereffekt. Bei Abstürzen über 30 cm ist deshalb mit einer nachhaltigen Sauerstoffanreicherung zu rechnen. Abhilfe kann hier nur durch einfache bauliche Maßnahmen geschaffen werden. Dazu sind die Rohrleitungen bis unter den Wasserspiegel zu verlängern.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.11. Denitrifikation zu gering

Ein erhöhter Nitrateintrag kann von einer verschlechterten Denitrifikationsleistung herrühren. Eine Verschlechterung der Denitrifikation lässt sich einfach und schnell anhand der Ablaufwerte aus der Nachklärung überprüfen, da man davon ausgeht, dass der Nitratgehalt im Rücklaufschlamm in etwa dem des Ablaufes entspricht. In der Folge sind Maßnahmen zur Verbesserung der Denitrifikation (z.B. Erhöhung der internen Rezirkulation, Substratzugabe, etc.) durchzuführen.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

9.2.5.12. Nitrat oder Sulfateintrag

Anhand der wiederholten Bestimmung der $\text{NO}_3\text{-N-}$ bzw. $\text{NO}_2\text{-N-}$ Gehalte im Zulauf (ggf. auch deren Veränderung im Tagesgang) ist zu prüfen, inwieweit der Kläranlage nennenswerte Frachten an oxidiertem Stickstoff zugeführt werden bzw. N_{ox} -Spitzen auftreten, durch die die Denitrifikation zusätzlich belastet wird. Mit N_{ox} -N-Gehalten im Zulauf $> 2 \text{ mg/l}$ ist insbesondere zu rechnen:

- bei höheren Nitratgehalten im Trinkwasser,
- bei Mischwasserzufluss,
- bei hohem Fremdwasseranteil ($> 50 \% \text{ von } Q_s$),
- bei Einleitung nitrathaltiger Dränwasser aus dem landwirtschaftlichen Bereich,
- beim Anschluss einschlägiger Betriebe (z.B. der Metallverarbeitung).

(Hinweise auf die mögliche Einleitung von Nitrat bzw. Nitrit sind dem Indirekteinleiterkataster zu entnehmen). Bei kurzen und steilen Sammlern zur Kläranlage treten die genannten Erscheinungen verstärkt auf. Dieser Frage sollte, falls möglich, unbedingt durch entsprechende Messungen nachgegangen werden, um entweder den erhöhten Nitratreintrag zu stoppen oder langfristig verfahrenstechnische Lösungen zu finden. Eine mögliche Maßnahme ist die Dosierung von Kohlenstoffverbindungen.

Auch der Sulfateintrag kann die Bio-P negativ beeinflussen, was aber bei üblichen Sulfatwerten im Abwasser nicht zu befürchten ist.

(Zurück zu [Tabelle 9.3](#))

10. Optimierung des Fällmitteleinsatzes

Zur Vergleichbarkeit von technischen Lösungen werden Kennzahlen eingeführt.

Durch systematische Vergleiche verschiedener Kläranlagen sollen Schwachstellen ermittelt und Optimierungsmaßnahmen festgelegt werden. Ziel ist es, weniger Fällmitteleinsatz und bessere Ablaufwerte zu erreichen. Auch als Leistungsbeleg ist eine Einstufung sinnvoll.

Ziel ist es, durch systematische Vergleiche, den Fällmitteleinsatz zu prüfen und zu verbessern, das heißt Schwachstellen zu ermitteln und Optimierungsmaßnahmen festzulegen.

Die gebräuchliche Kennzahl zur Charakterisierung der Fällmittelmenge ist der so genannte β -Wert (siehe Kapitel [6.8](#)), der die dosierte Menge an Metallionen (mol Me) zum Gesamtphosphor an der Dosierstelle (mol P) in Beziehung setzt. Allerdings wurden in den letzten Jahren β -Werte ohne eindeutige und allseits akzeptierte Definition verwendet. Selbst die Bestimmung von $\beta_{\text{Fäll}}$ ist in der Praxis durch die vorzunehmende Abschätzung hinsichtlich biologischer P-Elimination und einer Vielfalt an möglichen Dosierstellen nicht unproblematisch. Aus diesen Gründen wird eine eindeutigere Kennzahl K_p zum Vergleich herangezogen (vgl. ATV-DVWK, 2004).

Die vom Betreiber einer Kläranlage einfach zu bestimmende Kennzahl K_p (siehe Kapitel [10.1](#)) kann anhand der in Kapitel [10.2](#) dargestellten Ergebnisse mit den Betriebsdaten von 341 ausgewerteten Kläranlagen in Beziehung gesetzt werden. Auf diese Weise kann der Fällmittelverbrauch einer Kläranlage unter Berücksichtigung des vorhandenen Verfahrens, der Ablaufkonzentration (siehe Kapitel [10.2.1](#)), sowie weiterer betrieblicher Einflüsse (siehe Kapitel [10.2.2](#)), verglichen und bewertet werden.

Die Ergebnisse beziehen sich nur auf die Simultanfällung (auch in Kombination mit Bio-P), die allerdings auch am häufigsten eingesetzt wird.

In Kapitel [10.2.3](#) ist die Anwendung in der Praxis beschrieben.

Die folgenden Abschnitte basieren auf dem Arbeitsbericht der ATV DVWK-Arbeitsgruppe KA 8.2: Kennzahlen zur gezielten P-Elimination in kommunalen Kläranlagen (ATV-DVWK, 2004).



10.1. Definition der Kennzahl K_p

Als wesentliche Kennzahl wird K_p als der auf die Tagesfracht [kg P / d] im Zulauf der Kläranlage bezogene Fällmittelverbrauch pro Tag festgelegt.

G 23:

$$K_p = \frac{FM_d}{C_{p,z}} \cdot Q_d \cdot 1000 \text{ [mol ME/kg P]}$$

mit:

FM_d Mittelwert des Fällmittelverbrauchs pro Tag in mol Me/d

$C_{p,z}$ Durchschnittskonzentration von P_{ges} im Zulauf zur Kläranlage in g/m

Q_d Mittelwert der Abwassermenge pro Tag in m³/d

In Fällen, wo lediglich der Tagesverbrauch an Fällmittel als Volumen [l/d] vorliegt, ist dieser Wert wie folgt in die Größe FM_d umzurechnen:

Aus dem technischen Datenblatt des Lieferanten ist die spezifische Wirksubstanz des Fällmittels (in mol/kg; z.B.: 2,2 mol Me/kg) zu entnehmen. Ebenso die Dichte des Fällmittels (in g/cm³ oder kg/l; z.B.: 1,52 g/cm³ = kg/l). Mit diesen beiden Größen (2,2 mol Me/kg multipliziert mit 1,52 kg/l = 3,344 mol/l) und dem Tagesverbrauch in (l/d) errechnet sich der erforderliche Fällmittelverbrauch in mol Me /d.



10.2. Vergleich der Kennzahlen

Es wurden Betriebsdaten (Jahresmittelwerte) von 341 kommunalen Kläranlagen aus den Jahren 2000 bis 2002 der Länder Schweiz, Österreich und Deutschland erhoben und nach einer Plausibilitätsprüfung nach verschiedenen Methoden statistisch ausgewertet. Der Auswertung liegen Werte aus Umfragen und Untersuchungen in Deutschland, Österreich und der Schweiz aus den Jahren 1998-2000 zugrunde. Erweitert wurde die Auswertung mit Daten von 38 bayerischen Anlagen aus den Jahren 2005-2007. Für diese Kläranlagen wurde die Kennzahl K_p ermittelt.

Bei den folgenden Auswertungen ist die Qualität der erhobenen Betriebsdaten zu berücksichtigen. Die höchste Genauigkeit weisen die P_{ges} -Ablaufmesswerte auf. Abweichungen vom wahren Wert in der Größenordnung von bis zu – 20 % können jedoch bei der Abwassermengenmessung, der Probenahme und bei der Analytik sowie der Ermittlung der zugegebenen Fällmittelmengen auftreten. Aufgrund dieser Bedingungen muss zwangsläufig ein gewisser Schwankungsbereich der Ergebnisse hingenommen werden.



10.2.1. Einfluss der Verfahren und der Ablaufkonzentration

Bei der Auswertung wurde zwischen folgenden Anlagentypen unterschieden:

- Kläranlagen mit anaerobem Becken zur biologischen P-Elimination und chemischer P-Fällung, im Folgenden bezeichnet als Bio-P
- Kläranlagen mit Nitrifikation/Denitrifikation und chemischer P-Fällung, im Folgenden bezeichnet als Deni
- Kläranlagen mit ausschließlich chemischer P-Fällung, im Folgenden bezeichnet als Chem-P
- Kläranlagen mit Stabilisierung, im Folgenden bezeichnet als Stabi-Anlagen (k_p -Wert nur für den Einfluss der Verfahren ermittelt)

In Abhängigkeit vom jeweiligen Anlagentyp ergeben sich folgende Erfahrungswerte für K_p (siehe [Tabelle 10.1](#)):

Tabelle 10.1: Erfahrungswerte für K_p (DWA, 2008)

Erfahrungswerte K_p [mol / kg P]	
BioP Anlagen	11
Stabi-Anlagen	17
Deni Anlagen	23
ChemP-Anlagen	30

Kläranlagen mit Nitrifikation/Denitrifikation und chemischer P-Fällung haben demnach einen ca. doppelt so hohen Fällmittelbedarf als Anlagen mit anaerobem Becken zur P-Elimination.

Ferner wurden die Kläranlagen entsprechend ihren P_{ges} -Ablaufkonzentrationen $C_{P,AN}$ nachstehenden drei Konzentrationsbereichen zugeordnet:

- $< 0,5 \text{ mg/l}$
- $0,5 \text{ bis } 1,0 \text{ mg/l}$
- $> 1,0 \text{ bis } 2,0 \text{ mg/l}$

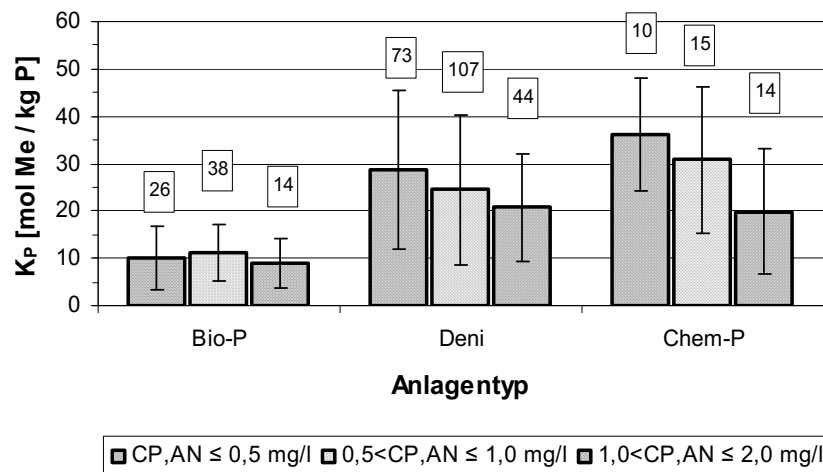


Abbildung 10.1: Abhängigkeit der Kennzahl K_P (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) von der P-Ablaufkonzentration, dargestellt für die verschiedenen Anlagentypen. (ATV, 2004)

Bei den Bio-P-Anlagen ist kein Einfluss von der erreichten P-Ablaufkonzentration auf die Kennzahl K_P zu erkennen. Unabhängig von den Ablaufkonzentrationen bewegen sich die Werte in einem Bereich von 9-10. Bei Deni-Anlagen und Chem-P-Anlagen nimmt der spezifische Fällmittelverbrauch K_P mit geringeren P-Ablaufkonzentrationen tendenziell zu. Erfahrungsgemäß bedingen niedrigere P_{ges} -Ablaufwerte höhere spezifische Dosismengen ([Abbildung 10.1](#)).



10.2.2. Betriebliche Einflüsse auf den Fällmittelverbrauch

Die Betriebsweise der Phosphatfällung beeinflusst den Fällmittelverbrauch. Hierzu zählen:

- die Dosierstelle (Kapitel [10.2.2.1](#))
- das Verfahren zur Steuerung bzw. Regelung der Dosiermenge (Kapitel [10.2.2.2](#))
- das eingesetzte Fällmittel (Kapitel [10.2.2.3](#))

Es muss jedoch angemerkt werden, dass die betrieblichen Einflüsse nicht ganz so spezifische Aussagen wie die Sortierung nach P-Ablaufkonzentration auf den Fällmittelverbrauch zulassen.



10.2.2.1. Einfluss der Dosierstelle

Das überwiegend angewandte Verfahren ist die Simultanfällung. Dabei sind verschiedene Dosierstellen möglich:

- Zulauf zur biologischen Reinigungsstufe (Zulauf Biologie)
- Rücklaufschlamm
- Ablauf der biologischen Reinigungsstufe bzw. Zulauf zur Nachklärung (Ablauf Biologie)
- Mehrfachdosierung: Dosierung in den Zulauf und/oder den Ablauf Biologie und/oder den Rücklaufschlamm sowie Kombination von Vorfällung und Simultanfällung.

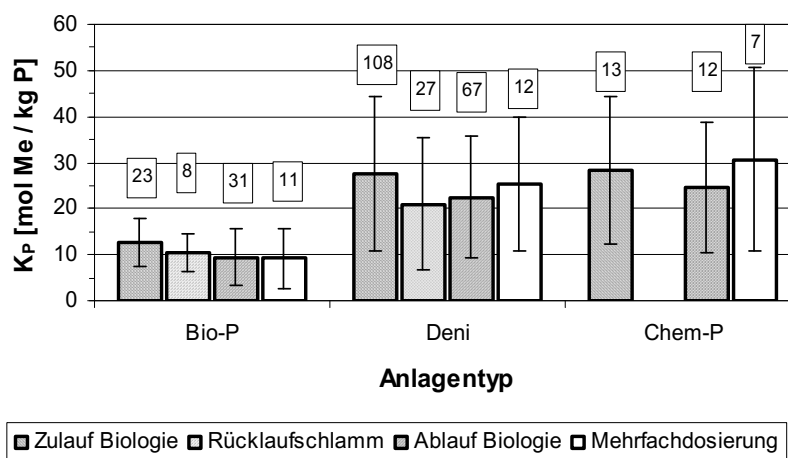


Abbildung 10.2: Spezifischer Fällmittelverbrauch K_P (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit von der Dosierstelle, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)

Bei den Deni-Anlagen liegt der Fällmittelverbrauch bei Dosierung in den Zulauf Biologie ca. 20-25 % höher als bei Dosierung in den Ablauf Biologie bzw. in den Rücklaufschlamm. In Anbetracht der großen Streuung der Werte wird darauf hingewiesen, dass dieser Unterschied statistisch nicht abgesichert ist. Gleichwohl stimmen die Umfrageergebnisse mit praktischen Erfahrungen darin überein, dass im Ablauf der Biologie effektiver dosiert werden kann ([Abbildung 10.2](#)).



10.2.2.2. Einfluss der Steuerung bzw. Regelung der Dosiermenge

Folgende Verfahren zur Steuerung bzw. Regelung der Dosiermenge wurden verglichen:

- Fest eingestellte Dosiermenge pro Zeitintervall (zeitproportional, konstant)
- Dosiermenge in Abhängigkeit vom Abwasserzufluss (durchflussproportional)
- Dosiermenge nach einer Ganglinie, z.B. nach der ermittelten P-Fracht (Wochenganglinie)
- Dosiermenge nach kontinuierlich gemessener S_{PO_4} -Konzentration oder daraus ermittelter P-Fracht (P-proportional)

Bei den Bio-P-Anlagen ist eine Abhängigkeit des Fällmittelverbrauchs von der Dosierart kaum feststellbar ([Abbildung 10.3](#)).

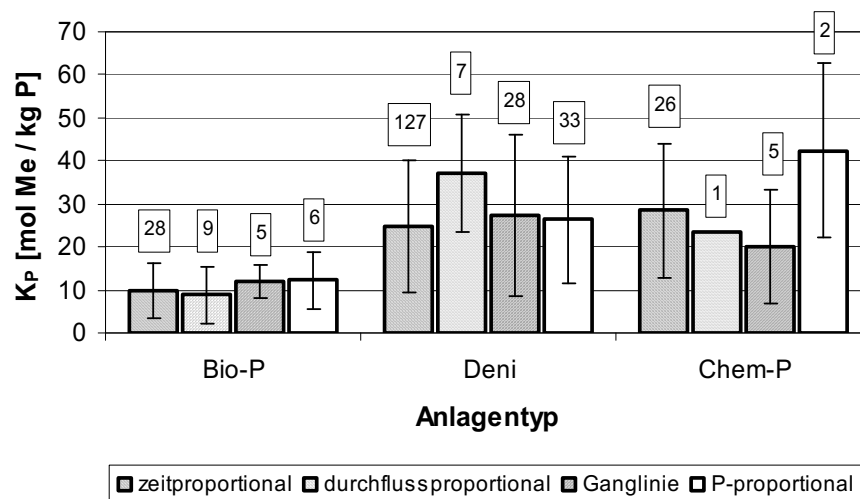


Abbildung 10.3: Spezifischer Fällmittelverbrauch K_P (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit von der Dosierart, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)

Bei den Deni-Anlagen hingegen liegt der Verbrauch bei der durchflussproportionalen Fällmitteldosierung gegenüber den anderen Dosierverfahren markant höher (ca. 40 %), insbesondere gegenüber der zeitproportionalen. Der Grund dafür ist, dass die zeitproportionale Dosierung meist auf den Trockenwetterzufluss abgestimmt ist. Bei Regenwetterzufluss wird häufig, z.B. wenn der Spülstoß aus dem Netz die Kläranlage erreicht, zu wenig Fällmittel dosiert, was zur Überschreitung der Grenz- bzw. Überwachungswerte führen kann.

Für den Anlagentyp Chem-P (ausschließlich chemische Fällung) ist der vorliegende Datenumfang zu gering, um gesicherte Aussagen über den jeweiligen Einfluss der unterschiedlichen Dosierverfahren machen zu können. Gleichwohl zeigt die Praxis, dass automatisierte Dosierverfahren im Allgemeinen zu stabileren P-Ablaufwerten bei geringerem Fällmittelverbrauch führen.



10.2.2.3. Einfluss des Fällmittels

Auf den betrachteten Kläranlagen wurden dreiwertige Aluminiumsalze sowie zwei- und dreiwertige Eisensalze zur chemischen P-Elimination verwendet. In der Gruppe PAC-Basis wurden reines Polyaluminiumhydroxidchlorid und Mischprodukte zusammengefasst.

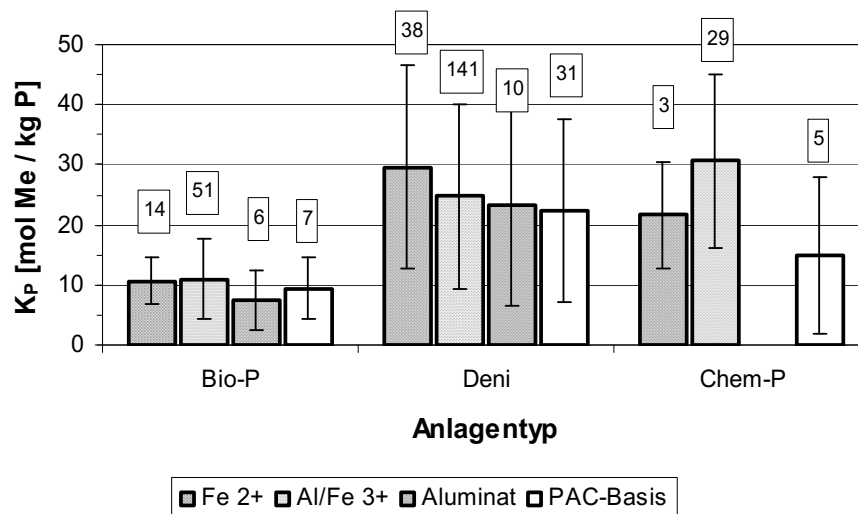


Abbildung 10.4: Spezifischer Fällmittelverbrauch K_p (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit vom eingesetzten Fällmittel, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)

Den höchsten Anteil der Fällmittel haben mit 66 % die dreiwertigen, sauren Al- und Fe-Salze. Der Vergleich der spezifischen Fällmittelmengen K_p über die drei Anlagentypen ist in [Abbildung 10.4](#) dargestellt.

Unabhängig vom Produkt vermindert die Anwendung des Bio-P-Verfahrens den Fällmittelverbrauch um etwa 50 %. Es ist darauf hinzuweisen, dass insbesondere bei Bio-P-Anlagen eine Grundlastdosierung des Fällmittels unter Umständen deswegen erfolgt, um eine H_2S -Bindung zu erreichen und die Betriebssicherheit bei stark schwankenden Belastungen zu erhöhen.



10.2.3. Anwendung des K_p -Wertes in der Praxis

Folgende einfache Vorgehensweise wird dem Kläranlagenbetreiber bei der Anwendung der Kennzahl K_p empfohlen:

- Ermittlung von K_p für die betrachtete Kläranlage (siehe Kapitel [10.1](#)). Hierzu werden die durchschnittliche P-Tagesfracht im Zulauf der Anlage und der Tagesfällmittelverbrauch in mol Me je Tag benötigt.
- Es ist zu unterscheiden zwischen den Verfahrenstechniken Bio-P, Deni und chem-P.
- Für den jeweiligen Anlagentyp kann der Vergleich mit anderen Kläranlagen in den in Kapitel [10.2](#) dargestellten Säulendiagrammen durchgeführt werden. Je nach Betrachtung der erzielten P-Ablaufwerte bzw. je nach Betriebsweise der Fällung (Ort der Dosierung, Steuerung der Fällmittelzugabe, Art des Fällmittels) ergibt sich je eine Vergleichsgröße für K_p .

Exemplarisch wird die Vorgehensweise an einem Beispiel in der Anlage [V.XII](#) vorgestellt.

Vereinfacht werden diese Schritte durch den Gebrauch der Excel-Datei [Kennzahlen_Bemessung_Vergleich](#). In dieser Datei kann die eigene Kennzahl K_p ermittelt und auch direkt verglichen werden. Dazu berechnet man in Tabellenblatt K_p -Wert die eigene Kennzahl, indem Einträge (rot gekennzeichnet) durch eigene Werte ersetzt werden. Automatisch wird der berechnete K_p -Wert ($K_{p,, \text{ eigene Anlage}}$) in den Diagramm-Tabellenblättern (Dia-...) als eigene Säule neben den Erfahrungswerten dargestellt, wodurch ein direkter Vergleich möglich ist.



11. P-Elimination bei naturnahen Systemen

Weil naturnahe Verfahren ursprünglich nur für die biologische Grundreinigung in Frage kamen, wurden diese in Deutschland mit steigenden Anforderungen an die Reinigungsleistung zunehmend nur bei kleineren Anlagen realisiert. Inzwischen kann mit Hilfe von naturnahen kombinierten Anlagenkonzepten eine sehr weitgehende Nitrifikation und eine weitergehende Denitrifikation und eingeschränkt auch eine Phosphorelimination erzielt werden. Dadurch können naturnahe Verfahren auch in ländlichen Gebieten mit leistungsschwachen Gewässern eine dezentrale Entsorgungsstruktur fördern (vgl. Rustige, 2003).

In folgenden Abschnitten werden die Möglichkeiten der P-Elimination bei bewachsenen Bodenfiltern (Kapitel [11.1](#)) und bei Abwasserteichen (Kapitel [11.2](#)) erläutert.



11.1. Bewachsene Bodenfilter

Bewachsene Bodenfilter sind vertikal oder horizontal durchströmte Pflanzenbeete, deren Bodenkörper aus überwiegend kiesig/sandigem oder sandigem Substrat gebildet wird.

Die genaue Funktionsweise und Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen wird umfassend im ATV-Arbeitsblatt DWA-A 262 (2006) beschrieben.

Untersuchungen zur Rückhaltung von Phosphor in bewachsenen Bodenfiltern zeigten, dass diese zwar anfänglich eine sehr hohe Retentionsleistung aufweisen können, aber nicht auf eine dauerhafte weitergehende Reinigungsleistung zu bemessen sind. Sollen Kläranlagen auf einen Überwachungswert ausgelegt werden, so empfiehlt sich wegen der Betriebssicherheit die Nachschaltung eines kleineren räumbaren Sorptionsfilters. Besonders gute Sorbenten für Phosphor sind frischer gebrauchter Kies aus der Trinkwasser-Enteisung und auch granuliert Hochofenschlacke. Die Verfügbarkeit bzw. der Bezug der Hochofenschlacke kann im Vergleich zum Wasserwerkskies relativ günstig sein, da diese in entsprechenden Silos gelagert und per Spedition vertrieben wird.

Für die Dimensionierung eines nachgeschalteten Phosphor-Sorptions-Filters kann bei Verwendung von hochgradig sorptiven Filtermedien wie z.B. frischem gebrauchten Wasserwerkskies oder granulierter Hochofenschlacke von einer Kapazität von rund 1.500 mg P je kg Filtermedium ausgegangen werden, bei der noch ein Ablaufwert unter 2 mg/l P erzielt werden kann.

Außerdem können bewachsene Bodenfilter dann über einen längeren Zeitraum in hohem Maße Phosphor zurückhalten, wenn folgende Bedingungen gegeben sind (vgl. Rustige, 2002):

- Es wird ein Filtermaterial eingebaut, das zunächst grundsätzlich hohe natürliche Eisenhydroxidgehalte und Aluminiumhydroxidgehalte aufweist. Zusätzlich scheint Calciumkarbonat für die P-Bindung von Vorteil aber nicht immer notwendig zu sein.
- Eine lange Fließstrecke oder eine Abfolge von hintereinander geschalteten Filtern bedeutet eine größere Spreizung zwischen Zu- und Ablaufkonzentration und langsamer ansteigende P-Konzentrationen.

- Zur Ausnutzung der vollen Sorptionskapazität von vertikal durchströmten Bodenfiltern ist auf eine ausreichende Oberflächenbenetzung durch ein gut abgestimmtes Verteilersystem (Abstände der Auslässe/ Schwallbeschickung) zu achten.
- Die bewachsenen Bodenfilter müssen so groß bemessen sein, dass dauerhaft niedrige Redoxpotenziale vermieden werden können.
- Tendenziell zeigen besonders Horizontalfilter mit niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen ein besseres Verhalten bezüglich Phosphor-Rückhaltung.
- Kurze Perioden mit niedrigen Redoxpotenzialen, beispielsweise durch künstlichen Einstau, können sich bei eisen- und aluminiumreichen Böden positiv auswirken.



11.1.1. Reinigungsleistung

Die Betriebsergebnisse von bewachsenen Bodenfiltern > 50 EW wurden von Geller et al. (2002) im Rahmen einer Evaluierung ermittelt. Die Ablaufwerte aller Anlagen stellen wegen der unterschiedlichen Datenlage (unterschiedliche Anzahl und Abstände der Messwerte für Zu- und Ablauf) die beste Datenbasis dar. Bei den in [Tabelle 11.1](#) dargestellten Werten handelt es sich um das allgemeine Leistungsbild aus der Praxis der letzten Jahre. Die Ablaufwerte, die 10 % der Anlagen unterschreiten, zeigen das Optimierungspotenzial. Andererseits muss besonders bei den unteren wie auch bei den oberen 10 % berücksichtigt werden, dass die Ablaufwerte von den Zulaufkonzentrationen direkt beeinflusst werden.

Tabelle 11.1: Unterschreitungshäufigkeiten (Percentile) der mittleren Ablaufwerte von 25 Horizontal- (HF) und 30 Vertikalfiltern (VF) (Geller et al., 2002)

Percentile		10		50		90	
Typ		HF	VF	HF	VF	HF	VF
CSB	mg/l	22		41		116	
BSB5	mg/l	3		7		35	
NH₄-N	mg/l	6,8	0,3	21,7	6,7	44	49,5
N_{ges}	mg/l	12,1	18,8	27	40,8	49,7	72,7
P_{ges}	mg/l	0,4	1,2	2,1	3,3	6,6	7,2

Grundsätzlich erreichen die Horizontalfilter im Mittel deutlich niedrigere Stickstoff- und Phosphorablaufwerte, während Vertikalfilter eine bessere Nitrifikation aufweisen.

Die Phosphor-Elimination liegt i.d.R. über 60 %. Sie hängt vom eingesetzten Filtermaterial ab und erreicht bei spezifischen Flächen zwischen 5 und 10 m²/EW in Horizontalfiltern Wirkungsgrade von bis zu 99 %. Bei Vertikalfiltern werden vergleichbare Wirkungsgrade bereits bei spezifischen Flächen von 3 – 5 m²/EW erreicht. (Hagendorf, 1997).



11.2. Abwasserteiche

Die Reinigungsprozesse in Abwasserteichen beruhen auf biologischen Umwandlungsprozessen vorwiegend von Mikroorganismen wie aeroben oder fakultativ anaeroben Bakterien, Pilzen, Algen und Protozoen und auf der Abscheidung von Feststoffen (Mineralien und abgestorbene Biomasse) durch Sedimentation (vgl. Rustige, 2003).

Die genaue Funktionsweise und Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen werden umfassend im ATV-Arbeitsblatt DWA-A 201 (2005) beschrieben. Grundsätzlich werden technisch belüftete und natürlich belüftete Abwasserteiche unterschieden.

Für die Phosphor-Parameter spielt vor allem der Sauerstoffgehalt im Sedimentbereich eine wesentliche Rolle. Bei anaeroben Verhältnissen kommt es zu Rücklösungen des sedimentierten Phosphors und zu einer Aufkonzentration. Die wichtigste Voraussetzung für eine weitere Reinigungsleistung ist, dass der Abwasserteich bis in den Bodenschlamm aerob ist, denn dadurch kommt es zu keinen Rücklösungen aus dem Sediment. Anaerobe Verhältnisse kommen vor allem bei starkem Algenwuchs und bei zugefrorenen Teichen zustande. In Teichen mit teilweise anaeroben Verhältnissen im Bodenschlamm kann es auch zu leichten Konzentrationserhöhungen kommen. Die Ablaufqualität kann auch durch Wasservögel negativ beeinflusst werden und jahreszeitlich bedingt schwanken (vgl. Fischer, S., 2008).

Betriebsergebnisse aus behördlichen Überwachungen in Mecklenburg-Vorpommern von insgesamt 163 Teichanlagen aus dem Jahr 2003 zeigten, dass die P_{ges} -Ablaufmittelwerte der natürlich belüfteten Anlagen etwas besser ausfallen als die der technisch belüfteten Anlagen (siehe [Abbildung 11.1](#)). Hinsichtlich der P-Elimination wird von den Abwasserteichen nur ein geringer Wirkungsgrad erzielt (ca. 30 % bezogen auf den 85 %-Wert und einer Zulaufkonzentration von 13 mg/l).

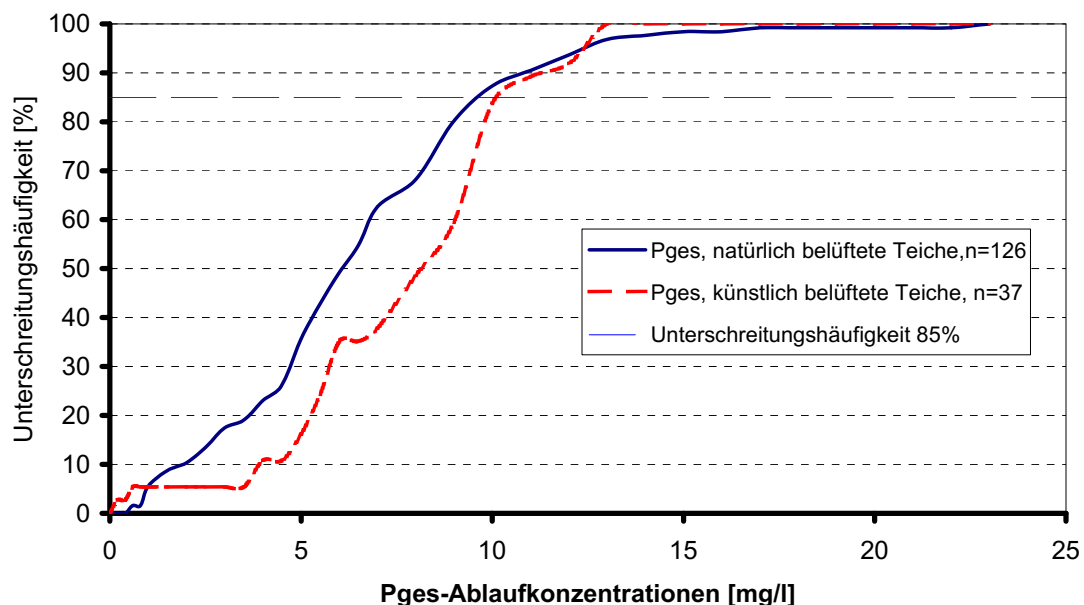


Abbildung 11.1: Unterschreitungshäufigkeit von P_{ges} der natürlich und technisch belüfteten Abwasserteichanlagen Mecklenburg-Vorpommern aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung, Stand 2003 (Barjenbruch et al., 2004)

[Tabelle 11.2](#) zeigt die P_{ges} -Ablaufmittelwerte welche von 10 %, 50 % und 90 % der Anlagen unterschritten wurden (abgelesen aus [Abbildung 11.1](#)).

Tabelle 11.2: Unterschreitungshäufigkeiten (Percentile) der mittleren Ablaufwerte von 126 belüfteten Teichen (NB) und 37 künstlich belüfteten Teichen (KB)

Percentile		10		50		90	
Typ		NB	KB	NB	KB	NB	KB
P_{ges}	mg/l	1,8	4,0	6,0	7,8	11,0	11,2

Eine gezielte Simultanfällung ist in Abwasserteichen nicht sinnvoll, da der Fällschlamm sedimentiert und die aktive biologische Schicht am Teichboden abdeckt.

Eine Möglichkeit, um bei Abwasserteichen weitergehende P-Elimination zu betreiben, ist die Vorfällung. Als Nachteile sind ein erhöhter Schlammanfall, der Fällmittelbedarf und ein höherer Wartungsaufwand zu nennen. Durch das schlechtere BSB_5/N -Verhältnis kann es zu Problemen bei der Denitrifikation kommen. Sinnvoll erscheint diese Variante nur als kurzfristige und zeitlich begrenzte Maßnahme (Barjenbruch et al., 2004).

Im Labor wurde getestet, inwieweit Fällmittel eine Reduzierung des P-Zulaufwertes bewirken. Der Ausgangswert betrug für P_{ges} 11,7 mg/l. [Abbildung 11.2](#) zeigt die Effektivität der Fällmittel. Wird bei der Teichanlage Heiligenthal von einem Rest-Phosphorgehalt nach der Vorfällung von 4 mg/l ausgegangen, so ergibt sich eine relative Fällmittelmenge $\beta = 2,3$ für $FeCl_3$ und $\beta = 1,3$ für PAX-18.

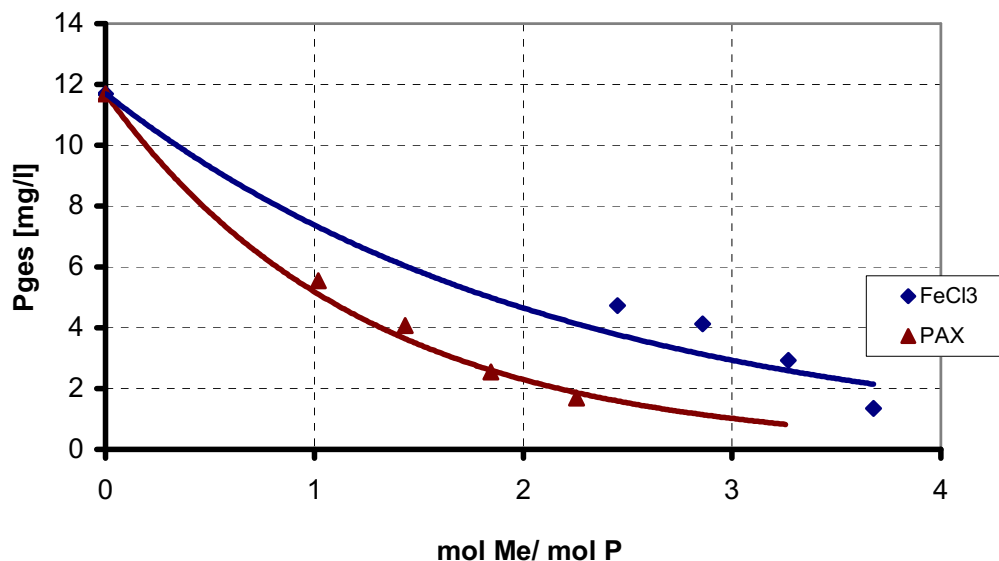


Abbildung 11.2: P-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Abwasserteichanlage Heiligenthal (Barjenbruch et al., 2004)

Außerdem kann bei belüfteten Teichanlagen Fällmittel in den Zulauf- bzw. Mischschacht des letzten belüfteten Teiches dosiert werden. Dieser Teich dient dann als Flockungsreaktor und die gebildeten Flocken setzen sich zum überwiegenden Teil in diesem ab. Abtreibende Flocken werden im letzten unbelüfteten Nachklärteich zurückgehalten. Der zusätzliche Schlammanfall ist beim Unterhalt der Teichanlagen unbedingt zu berücksichtigen (Entschlammung). Bei Teichanlagen in Kombination mit Biofilmanlagen (Tauchkörper, Tropfkörper) erfolgt die Dosierung in den Zulauf zur Grobentschlammung (Vorfällung) (Baumann, 2003).

Bei unbelüfteten Abwasserteichen und Schönungsteichen kann in Folge einer biogenen Phosphatfällung durch pH-Wert-Anhebung, ebenfalls gemäß ATV (ATV-Handbuch, 1997) auch ohne Fällmitteldosierung eine nennenswerte ungezielte Reduktion der P-Zulauffracht erreicht werden, wobei detaillierte Bilanzierungen nicht vorliegen.



12. Weitere Verfahren der P-Elimination

12.1. Membrantechnologie

Das Funktionsprinzip einer Membran (siehe [Abbildung 12.1](#)) ist dem eines Filters ähnlich, d.h. die Trennung von Stoffgemischen, z.B. bei Abwasser von Wasser und Biomasse erfolgt rein physikalisch, so dass keine chemische, biologische oder thermische Veränderung der Stoffe stattfindet (MUNLV NRW, 2002). Membrananlagen können mit dem Ziel weitergehender P-Elimination betrieben werden.

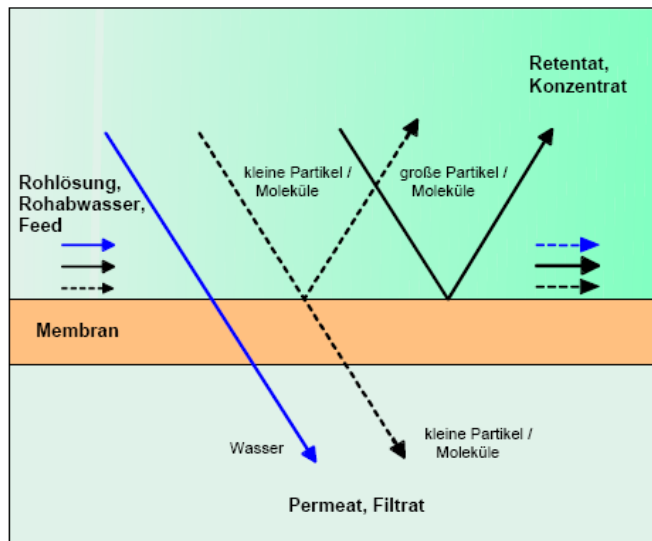


Abbildung 12.1: Funktionsweise einer Membran (MUNLV NRW, 2002)

Es gibt verschiedene Membranverfahren, die sich durch ihre Trenngrenze und die aufzuwendende Triebkraft unterscheiden (siehe [Abbildung 12.2](#)).

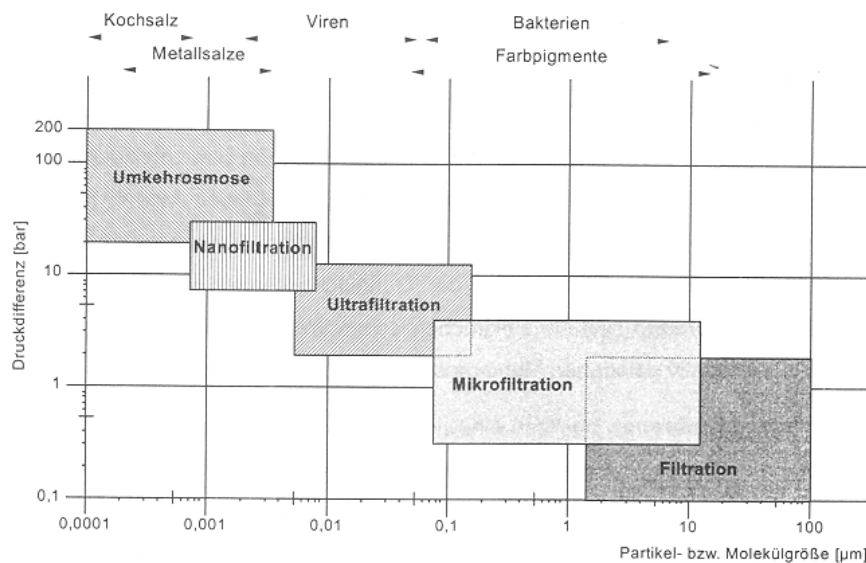


Abbildung 12.2: Zuordnung der Membran- und Filtrationsverfahren (Seyfried, 1997)

Bei der Verfahrenstechnik unterscheidet man nach Art der Anordnung der Membranstufe in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (siehe [Abbildung 12.3](#)):

- die integrierte Anordnung der Membranstufe in die Belebungsstufe (Membranbelebung) (siehe Kapitel [12.1.1](#)) und
- die nachgeschaltete Anordnung der Membranstufe im Ablauf einer konventionellen biologischen Abwasserreinigungsanlage (siehe Kapitel [12.1.2](#)).

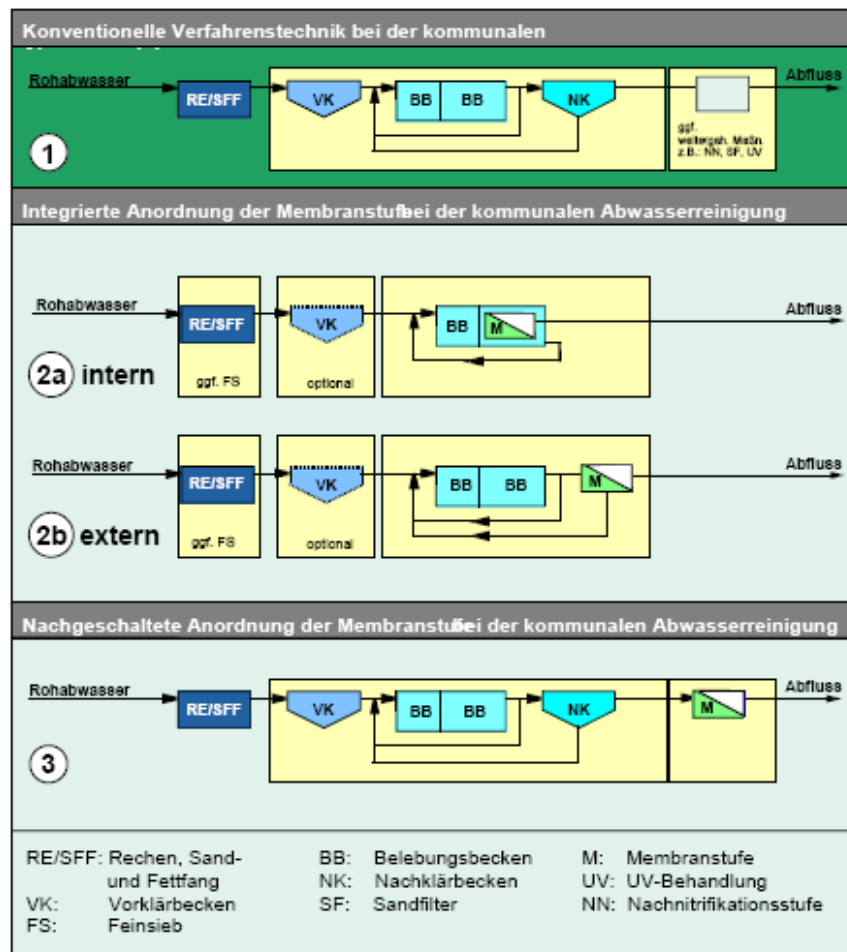


Abbildung 12.3: Konventionelle Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren und Anordnungsmöglichkeiten einer Membranstufe bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (MUNLV NRW, 2002)



12.1.1. Membranbelebung

In Deutschland hat die integrierte Anordnung der Membranstufe (vgl. [Abbildung 12.3](#)) als Kombination von Belebungsverfahren und Membranfiltration im so genannten Membranbelebungsverfahren die größte Bedeutung (17 Anlagen, 2008).

Für die Phosphorelimination wird in Membranbelebungen eine Simultanfällung durchgeführt, wodurch zuverlässig Ablaufwerte $< 0,3 \text{ mg/l}$ erreicht werden können.

[Tabelle 12.1](#) zeigt Ablaufqualität von Membranbelebungsanlagen mit Simultanfällung im Vergleich zu konventionellen Kläranlagen.

Tabelle 12.1: Leistungsdaten von Membranbelebungsanlagen im Vergleich zu konventionellen Belebungsanlagen (MUNLV NRW, 2002)

Parameter		Konventionelle Belebungsanlage	Membranbelebungsanlage
Feststoffe (AFS)	mg/l	10 – 15	0
CSB	mg/l	40 – 50	< 30
N _{ges}	mg/l	< 13	< 13
P _{ges} (mit Simultanfällung)	mg/l	0,8 – 1,0	$< 0,3$
mikrobiologische Qualität		hygienisch bedenklich	Badegewässerqualität
Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken		< 5	< 20
spez. Stromverbrauch		0,2 – 0,4	0,7 – 1,5

Aber auch die biologische P-Elimination lässt sich durch die Membranbelebung realisieren. Lange Zeit wurde aufgrund des hohen Schlammalters, durch die sich die Betriebsweise der Membranbioreaktoren (MBR) auszeichnet, eine Rücklösung des Phosphors befürchtet (vgl. Adam et al., 2001). Allerdings muss man berücksichtigen, dass die Vorteile, des vollständigen Rückhaltes der partikulären Stoffe und die Belüftung des Membranreaktors als letzte Stufe zu deutlich niedrigeren Phosphorkonzentrationen führen könnten als bei einem konventionellen Belebungsverfahren (Gnirss et al., 2003).

Um die technische und wirtschaftliche Machbarkeit dieses Konzeptes zu bestätigen, hatten die Berliner Wasserbetriebe und Veolia Water das "IMF-Projekt" initiiert, das von 2001 bis 2003 im Rahmen des Kompetenzzentrums Wasser Berlin realisiert worden ist. Im Verlauf dieses Projektes wurde ein innovativer Membranprozess im Maßstab einer Pilotanlage für die weitergehende Behandlung städtischer Abwässer entwickelt. Dieses patentierte Membranbioreaktorverfahren kombiniert die vermehrte biologische Phosphorentfernung und nachgeschaltete Denitrifikation ohne Kohlenstoffdosierung. Neben einer vollständigen Desinfektion durch die Mikrofiltrationsmembranen wurden damit die Nährstoffe bis auf 99 % für Phosphor ($< 50 \mu\text{g P/l}$) und 95 % für Stickstoff ($< 5 \text{ mg N/l}$) vermindert. Diese ausgezeichnete Reinigungsleistung wurde in unterschiedlichen Betriebszuständen erzielt und bestätigt die Flexibilität und Robustheit der Prozesskonfiguration. Dieses MBR-Verfahren kommt ohne chemische Fällmittel oder Kohle (zur verbesserten Denitrifikation) aus.

Darüber hinaus zeigen Kosteneinschätzungen im Vergleich mit konventionellen Reinigungsverfahren, die eine ähnliche Ablaufqualität erzielen, den wirtschaftlichen Nutzen dieser Lösung, sowohl für die Entsorgungsunternehmen als auch für die angeschlossenen Haushalte (Kompetenzzentrum Wasser, 2008).

Die gute Reinigungsleistung konnte in dem dreijährigen Projekt ENREM (Enhanced Nutrients Removal in Membrane Bioreactor) im Betriebsmaßstab bestätigt werden. Für ein Siedlungsgebiet von 200 Einwohnern wurde eine Demonstrationsanlage modular in einem Container untergebracht. [Abbildung 12.4](#) zeigt das Verfahrensfliessbild dieser Anlage.

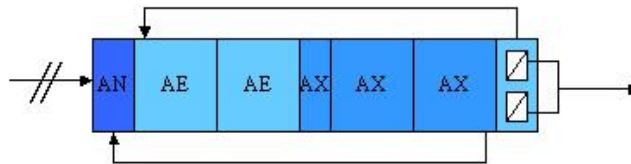


Abbildung 12.4: ENREM Verfahrensfliessbild mit anaerober Zone und nachgeschalteter Denitrifikation zur weitgehenden biologischen Nährstoffentfernung (Kompetenzzentrum Wasser, 2008)

Die Zielkriterien dieser Anlage, einen Phosphorablaufwert unter 0,1 mgP/l zu erreichen, was einer Entfernung von 99 % entspricht, wurden neben einer Desinfektion gemäß EU-Richtlinien für Badegewässer und einer 90%igen Stickstoffentfernung erreicht (Götz, 2006).



12.1.2. Nachgeschaltete Membranfiltration

Bei der nachgeschalteten Anordnung der Membranstufe im Ablauf einer konventionellen biologischen Abwasserreinigungsanlage ist eine Nachfällung möglich (vgl. [Abbildung 12.3](#)). Die Fällung findet nach der Belebungsstufe statt, das Fällungsprodukt wird mit Membranen abgetrennt (MUNLV NRW, 2002).

Mit Hilfe der Mikrofiltration lassen sich P-Ablaufwerte im µg/l-Bereich erreichen. Großtechnisch sind solche Anlagen in Deutschland zu diesem Zwecke noch nicht in Betrieb. Halbertechnische Voruntersuchungen von Gnirss (2000) mit sechs in der Betriebsweise, im Modultyp und im Membranmaterial sich unterscheidenden Systemen, erbrachten nach Optimierung der Fällmittelzugabe Zielkonzentrationen von 50 µg/l und Werten, die deutlich darunter lagen. Der Wert von 20 µg/l wurde auch bei sehr hoher Fällmitteldosierung nicht unterschritten.

Im Monatsmittel lag die P_{ges} -Ablaufkonzentration zwischen 0,025 und 0,045 mg P/l. Die Versuche zur Optimierung der Fällmitteldosierung haben ergeben, dass β -Werte von 2 bis 5 ausreichen.

Die Kosten der nachgeschalteten Membranfiltration liegen bei ca. 22,5 ct/m³. Die Kapitalkosten und der Membranersatz mit jeweils 30 % haben den größten Anteil an den Gesamtkosten, gefolgt vom Energiebedarf mit 11 % (vgl. Gnirss, 2007).



12.2. Elektro-Phosphatfälller

Das Verfahren der P-Elimination mittels Elektro-Phosphatfälller ist nicht Regel der Technik, es handelt sich um ein relativ neues Verfahren, über das noch nicht ausreichende Erfahrungswerte vorliegen. Dennoch soll die Elektro-P-Fällung hier kurz beschrieben werden.

Der Elektro-P-Fälller steuert mehrere Elektroden, die im Belebungsbecken montiert sind. Durch pH-Verschiebung und Ionenwanderung wird Phosphat als Salz gebunden und kann mit dem Überschussschlamm abgezogen werden. Der chemische Ablauf wird wie folgt beschrieben:

Die Ionenverschiebung (pH-Wert-Verschiebung) führt dazu, dass sich Calcium oder Magnesium mit Nitrat zu Calciumnitrat (Magnesiumnitrat) verbindet.

Diese Verbindung wird über den Rücklaufschlamm im Deni-, Anoxbecken oder Selektor zu Calciumammonium (Magnesiumammonium) reduziert. Zugleich wird das biologische gebundene Phosphat rückgelöst.

Das positiv geladene Calciumammonium (Magnesiumammonium) reagiert mit dem nun freien negativen Phosphat zu Calciumammoniumphosphat (Magnesiumammoniumphosphat). Dieses fällt als Salz aus und haftet an der Schlammflocke an, was angeblich zusätzlich zu einem besseren Absetzverhalten des Schlammes führen soll (Schlammreduktion von 25 %).

Dieses Salz wird kontinuierlich mit dem Überschussschlamm entfernt. Das restliche Phosphat, das keine Verbindung eingegangen ist, wird in der anschließenden Belüftungsphase wieder aufgenommen.

Als Vorteile dieses Verfahrens werden neben der Qualitätsverbesserung und Reduktion des Schlammes auch die geringere Aufsalzung der Gewässer mit Fällungschemikalien und Reduktion von Schwermetallen aufgeführt (Europhat, 2006).

Über die Leistung dieses Verfahrens liegen bislang keine Werte vor.



13. Wirtschaftlichkeitsbetrachtung der P-Elimination

Nach dem Abwasserabgabengesetz (AbwAG) wird seit 1981 eine Abgabe für die direkte Einleitung von Abwasser in ein Gewässer erhoben. Mit einer im Gesetz festgelegten Berechnungsmethode wird die sich für jeden Parameter ergebende Schädlichkeit in Schadeinheiten (SE) ausgedrückt, die die Höhe der Abgaben bestimmt. Bezüglich des Parameters Phosphor entspricht eine Schadeinheit genau 3 kg Phosphor. Die Höhe des Abgabensatzes wurde seit 1981 von 6,14 Euro bis zum Jahr 1997 auf 35,79 Euro pro Schadeinheit erhöht.

Eine Verminderung der Abwasserabgaben ist u.a. durch die Verringerung der Ablauffrachten als auch durch die Verrechnung von Aufwendungen für die Errichtung und Erweiterung von Abwasserbehandlungsanlagen bei Erreichung einer Frachtminderung um 20 %, bezogen auf einen zu behandelnden Abwasserstrom, möglich.

In Anbetracht der spezifischen Aufwendungen kann es für die Betreiber wirtschaftlich interessant sein, die Phosphorelimination zu erhöhen. Modellrechnungen zu den zusätzlichen betrieblichen Aufwendungen zeigen, dass die Phosphorelimination oft kostengünstiger als die Einleitung in das Gewässer ist (vgl. [Tabelle 13.2](#)).

Tabelle 13.1: Modellrechnung zu Aufwendungen für die Abwasserabgabe im Vergleich zu Aufwendungen für die zusätzliche chemische P-Elimination (Zahlen aus Schneider et al., 2005)

	[€/kgP]
Spez. Aufwendung bezüglich des Phosphors für die Abwasserabgabe (ohne Ermäßigung)	11,9
Zusätzliche Fällmittelkosten (Mittelwert)	1,6
Zusätzliche Schlamm entwässerung	1,3
Zusätzliche Schlamm entsorgung	1,6
Summe zusätzlicher, betrieblicher Aufwendungen für die chemische P-Elimination (ohne Kapitalkosten)	4,5

Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass durch die Verminderung der Abwasserabgaben aufgrund einer gesenkten Ablaufwertes dieser Wert wasserrechtlich verbindlich wird. Eine dauerhafte Erhöhung der Reinigungsleistung sollte daher gesichert sein.

Die Wirtschaftlichkeit der erwähnten Maßnahmen sollte jedoch im Einzelfall geprüft werden aufgrund der Abhängigkeit von unterschiedlichen lokalen Verhältnissen (vgl. Schneider et al., 2005).

Nicht unerheblich für die Wirtschaftlichkeitsprüfung ist die Überlegung, welches Verfahren der P-Elimination Anwendung finden soll. Um die Kosten der verschiedenen Verfahren (chemische P-Elimination, Bio-P oder Bio-P mit unterstützender chemischer P-Elimination) gegenüberstellen zu können, müssen vergleichende Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchgeführt werden. Die Grundlagen dafür sind in Kapitel [13.1](#) aufgezeigt. Kapitel [13.2](#) zeigt beispielhaft Ergebnisse aus drei Untersuchungen und eine Zusammenstellung aus der Literatur. In Kapitel [13.3](#) wird eine Kostenbetrachtung für weitergehende Maßnahmen zur P-Elimination in Thüringen vorgenommen.



13.1. Grundlagen der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen

Eine vergleichende Wirtschaftlichkeitsuntersuchung läuft grundsätzlich in folgenden Stufen ab:

- Kostenermittlung (siehe Kapitel [13.1.1](#)),
- Kostengegenüberstellung (siehe Kapitel [9](#)).



13.1.1. Kostenermittlung

Es wird unterschieden in Betriebskosten (laufende Kosten) (vgl. Kapitel [13.1.1.1](#)) und Investitionen (Kapitalkosten) (vgl. Kapitel [13.1.1.2](#)). Unter den Betriebskosten werden die Kosten verstanden, die zum Betrieb, zur Wartung, zur Unterhaltung aufzuwenden sind. Unter den Investitionen sind die zur Erstellung, zum Erwerb und zur Erneuerung von Anlagen erforderlichen einmalig aufzuwendenden Kosten zu verstehen.

Im Rahmen des Vergleiches von Bio-P und chemischer P-Elimination werden nur die durch das P-Eliminationsverfahren erzeugten Kosten berücksichtigt (vgl. Kapitel [13.1.1.3](#)), Anlagenteile, die vom jeweiligen Verfahren unabhängig sind, bleiben unberücksichtigt (vgl. Scheer, 1998).

Um eine Vergleichbarkeit der einzelnen Kostengrößen zu schaffen, muss die Geldwertveränderung berücksichtigt werden. Sollen Kostendaten aus früheren Jahren herangezogen werden, so sind sie auf den Preisstand des der Kalkulation zugrunde gelegten Basisjahres zu beziehen. Hierfür werden die vom Statistischen Bundesamt jährlich im Statistischen Jahrbuch für die Bundesrepublik veröffentlichten Preisindizes herangezogen. Mit der Umbasierung von 1995 auf 2000 ist der Preisindex für Kläranlagen weggefallen, weswegen auf den Verbraucherpreisindex zurückgegriffen wird.

Außer den zeitlichen Veränderungen müssen auch regionale und konjunkturelle Schwankungen berücksichtigt werden.



13.1.1.1. Betriebskosten

Die Betriebskosten für die P-Elimination können nach ihrer Zurechenbarkeit unterteilt werden in:

- Stoffkosten,
- Energiekosten,
- Kosten der Reststoffentsorgung,
- Instandhaltungs-/Wartungskosten,

- Personal-/Verwaltungskosten.

STOFFKOSTEN

Bei der chemischen P-Elimination stellen die Fällmittel die wichtigsten Stoffkosten dar. Da die Kosten der Fällmittel hohe Transportkostenanteile und gegebenenfalls auch Verpackungskosten beinhalten, ist eine projektunabhängige Kostenbetrachtung nur mit weitergehenden Kenntnissen (Lieferform, Entfernung, Transportweg, Liefermenge etc.) möglich.

Eine deutliche Schwankungsbreite der Fällmittelkosten ergibt sich auch bei den Ergebnissen der in Thüringen durchgeführten Umfrage (Fragebogen, 2008). So liegen etwa die Kosten für Eisen(III)-chlorid zwischen 80 und 157 €/t. Ein deutlich geringerer Aufwand für Eisen(II)-chlorid im Vergleich zu Eisen(III)-Salzen ist dennoch zu erkennen (siehe [Tabelle 13.2](#)).

Tabelle 13.2: Kostenvergleich verschiedener Fällmittel (Fragebogen, 2008)

	Eisen(III)-chlorid	Eisen(III)-chloridsulfat	Eisen(II)-chlorid	Aluminium-Eisen(III)-chlorid
Anzahl	6	5	3	1
Mittelwert [€/t]	157	112	83	84
Minimum [€/t]	80	100	80	84
Maximum [€/t]	210	127	84	84

ENERGIEKOSTEN

Energiekosten entstehen unter anderem durch Dosierung des Fällmittels (Pumpen, MSR-Technik) bei der chemischen P-Elimination und Umwälzeinrichtungen im Anaerobbecken bei der Bio-P.

KOSTEN DER RESTSTOFFENTSORGUNG

Die Kosten der Schlammmentsorgung lassen sich aufgrund der regional sehr unterschiedlichen Preise und Schlamm-Entsorgungsmöglichkeiten schwer abschätzen. So haben örtliche Konkurrenz aber auch im Wesentlichen die Länge der Transportwege einen großen Einfluss auf diese Kosten. Die Klärschlammmentsorgung bei einer landwirtschaftlichen Verwertung (8 – 12 €/t Originalsubstanz, feucht) ist vergleichsweise wesentlich günstiger als eine Entsorgung in einer Klärschlammmonoverbrennung (80 – 120 €/t Originalsubstanz, feucht) (vgl. Schmelz, 2006).

INSTANDHALTUNGS-/WARTUNGSKOSTEN

Instandhaltungs- und Wartungskosten beinhalten Stoffkosten, Kosten für Fremdleistungen und Personalkosten, letztere werden bereits bei den Personal-/Verwaltungskosten berücksichtigt.

PERSONAL-/VERWALTUNGSKOSTEN

Die Zuordnung des Personaleinsatzes und Arbeitsaufwandes ist nur bedingt möglich. Hier erscheinen Methoden des Benchmarkings sinnvoll. Weiterhin wird auf das ATV-Handbuch Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung (ATV-Handbuch, 1995) verwiesen. Außerdem enthält das ATV-Merkblatt ATV-DVWK-M 271 (1998) Angaben zum Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen.



13.1.1.2. Investitionen

Die Investitionen lassen sich in weitere Kosten aufteilen, um einen spezifischen Preisindex und Nutzungszeitraum für die Ermittlung der Jahreskosten festlegen zu können (vgl. Barjenbruch, 1997):

- Bautechnik (zusätzliche Beckenvolumina, Rohrleitungen etc.)
- Maschinentechnik (Pumpen, Dosierstationen etc.),
- Elektrotechnik (MSR-Technik, speicherprogrammierbare Steuerung, Schaltschränke, Verkabelung etc.) und
- Baunebenleistungen (Ingenieurleistungen, Erschließung des Baufeldes etc.).



13.1.1.3. Zusammenstellung der Kosten

[Tabelle 13.3](#) zeigt eine Aufstellung der Kostenstellen sowohl der Bio-P als auch der chemischen P-Elimination, welche Grundlage für die vergleichenden Untersuchungen sind.

Kosten zur Beseitigung oder Vermeidung von MAP-Ablagerungen bei Bio-P-Anlagen (vgl. Kapitel [7.5.1.2](#)) sind nicht in den Kostenvergleich mit eingeflossen, da diese schwer zu erfassen sind. Dass sich dadurch eventuell der Vorteil der Bio-P Anlagen verringert, sollte jedoch berücksichtigt werden.

Tabelle 13.3: Kostenstellen für Investition und Betriebskosten (Scheer, 1998, verändert)

Investitionen		Betriebskosten	
Bio-P	Chem. P-Elimination	Bio-P	Chem. P-Elimination
Ggf. MSR-Technik	Ggf. MSR-Technik	Stoffkosten:	
Evtl. Mehrvolumen an Belebungsbecken	Mehrvolumen an Belebungsbecken	FHM (Schlammwässerung) (ggf. FM)	FM (ggf. FHM)
Mehrvolumen an Nachklärbecken	Mehrvolumen an Nachklärbecken (minimal)	Energiekosten:	
Mehrvolumen in der Schlammbehandlungsanlage	Mehrvolumen in der Schlammbehandlungsanlage	Rührwerke (ggf. Dosierung)	Dosierung
Anaerobes Becken (AN-Becken)		Kosten der Reststoffentsorgung	
Ggf. Rücklaufschlamm-Denitrifikationsbecken (DN _{RS} -Becken)		Instandhaltungs-/Wartungskosten	
Umwälzeinrichtung im AN- und DN _{RS} -Becken		Personal- und Verwaltungskosten	
zusätzliche Gerinne/Leitungen im Zulauf und Rücklaufschlamm			
Ggf. zusätzliche Pumpen	Fällmittelvorratsbehälter		
Fällmittelstation aus Sicherheitsgründen	Dosierstation und Dosierpumpen		



13.1.2. Kostengegenüberstellung

Für die Auswahl der kostengünstigsten Alternative stehen verschiedene Vergleichsmöglichkeiten zur Verfügung, bei denen entweder Kostenbarwerte oder Jahreskosten gegenübergestellt werden (vgl. LAWA, 1993). Für die folgenden Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen werden ausschließlich Jahreskosten verwendet. Für die Berechnung der Jahreskosten können sowohl statische als auch dynamische Methoden herangezogen werden. Dynamische Methoden (Annuitätenmethode, Kapitalwertmethode etc.) bieten die Möglichkeit, auch den zeitlich unterschiedlichen Anfall der Kosten durch Auf- und Abzinsung zu berücksichtigen, während dies bei den statischen Verfahren (Rentabilitätsrechnung, Gewinnvergleichsrechnung etc.) nicht geschieht. Die Parameter Zinssatz, Nutzungszeitraum und Preisentwicklung spielen hierbei eine wichtige Rolle, da die Variation dieser Parameter das Ergebnis eines Wirtschaftlichkeitsvergleiches stark beeinflusst. Die Parameter müssen sorgfältig ermittelt werden.



13.2. Ergebnisse vergleichender Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen

13.2.1. Beispiel 1: Theoretischer Kostenvergleich zwischen vermehrter biologischer P-Elimination und chemischer P-Elimination

Für den vorliegenden Kostenvergleich wurden Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen durchgeführt, die auf theoretischen Überlegungen und Berechnungen basieren. Folgende Annahmen wurden getroffen:

- zu eliminierende P-Fracht: $1,2 \text{ g P}/(\text{E} \cdot \text{d})$
- Fällmittelbedarf (Fe): $2,7 \text{ kg Fe/kg P}$
- Fällmittelbedarf (Al): $1,3 \text{ kg Al/kg P}$
- Fällschlammanfall (Fe): $6,2 \quad 6,5 \text{ kg TR/kg P}$
- Fällschlammanfall (Al): $4,8 \quad 5,1 \text{ kg TR/kg P}$

Hier wurde die Kostenvergleichsrechnung nach einer statischen finanzmathematischen Berechnungsmethode durchgeführt.

Für die Abschätzung wurde bei Bio-P-Anlagen mit ergänzender P-Fällung wegen des geringeren Fällmitteleinsatzes und der geringeren Schlammanfallmengen von der Hälfte des täglichen Aufwandes für Anlagen mit Simultanfällung ausgegangen. Diese Annahme liegt weit über dem eigentlichen Fällmittelbedarf.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Verfahrenstechnik der vermehrten biologischen P-Elimination aus ökonomischer Sicht eine interessante Alternative zu den Verfahren der chemischen Phosphatfällung ist.

Tabelle 13.4: Theoretischer Kostenvergleich zwischen biologischer P-Elimination (BIO-P) und chemischer P-Elimination (CHEM-P) (Scheer, 1998, umgerechnet (1,96 DM = 1,00 €, Preisindex (2008) = 117,6 %))

Kostenstelle	Einheit	Anlagengröße in [EW]									
		5.000*		10.000		20.000		50.000		100.000	
		Bio-P	CHEM-P	Bio-P	CHEM-P	Bio-P	CHEM-P	Bio-P	CHEM-P	Bio-P	CHEM-P
Investitionen											
Bio-P-Becken	[€/E]	12,60	-	10,80	-	9,60	-	8,40	-	7,20	-
Fällstation	[€/E]	5,40	10,80	3,60	7,20	1,80	3,60	1,20	2,40	0,60	1,20
Summe	[€/E]	18,00	10,80	14,40	7,20	11,40	3,60	9,60	2,40	7,80	1,20
Kapitaldienst	[€/(E·a)]	1,80	1,08	1,44	0,72	1,14	0,36	0,96	0,24	0,78	0,12
Betriebskosten											
Fällmittelkosten	[€/(E·a)]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Entsorgungskosten	[€/(E·a)]	0,25	1,00	0,25	1,00	0,25	1,00	0,25	1,00	0,25	1,00
Personalkosten	[€/(E·a)]	0,65	1,08	0,65	1,08	0,65	1,08	0,65	1,08	0,65	1,08
Instand./Wartung	[€/(E·a)]	0,66	1,32	0,60	1,20	0,42	1,02	0,27	5,40	0,18	0,36
Summe	[€/(E·a)]	0,32	0,19	0,26	0,13	0,20	0,07	0,17	0,04	0,14	0,02
spezifische Jahreskosten	[€/(E·a)]	1,88	3,59	1,76	3,41	1,52	2,98	1,34	2,66	1,21	2,46

* keine P-Elimination erforderlich gem. AbwV

Dem Nachteil der höheren Investitionen im Zusammenhang mit der Bio-P stehen die niedrigeren Betriebskosten entgegen. Die erhöhten Investitionen entstehen vorrangig durch den Bau eines Anaerobbeckens mit allen dazugehörigen Anlagen- und Bauteilen.

Bei den Berechnungen zur chemischen P-Elimination wurde davon ausgegangen, dass für den anfallenden Fällschlamm kein zusätzliches Beckenvolumen benötigt wird, um das erforderliche Schlammalter einzuhalten. Diese Überlegung ist nur dann richtig, wenn der TS-Gehalt im Belebungsbecken durch einen verbesserten Schlammindex erhöht werden kann, ansonsten wird hier zusätzliches Beckenvolumen notwendig, was die Investitionskosten erheblich ansteigen lässt.

Die Betriebskosten der chemischen P-Elimination werden maßgeblich von den Fällmittelkosten, der Entsorgung des Fällschlammes, sowie sonstigen Betriebskosten (Energie, Personal, Wartung) bestimmt.

Selbst unter der Annahme, dass der P-Eliminationswirkungsgrad einer Kläranlage mit Bio-P nicht ausreicht und zusätzlich Fällmittel dosiert werden muss, ist eine Bio-P zumindest bei normalen bis guten abwassertechnischen Randbedingungen ökonomisch günstiger. Bei ungünstigen Randbedingungen (z.B. schlechtes C/P-Verhältnis) ist dagegen aus ökonomischer Sicht vom Einsatz der Bio-P abzuraten (vgl. Scheer, 1998).



13.2.2. Beispiel 2: Wirtschaftlichkeitsberechnungen für zwei bestehende Anlagen

Für zwei im Betrieb befindliche Kläranlagen (A (6.500 E) und B (12.500 E)) wurden die mit der P-Elimination verbundenen Jahreskosten ermittelt. Des Weiteren wurde für diese Anlagen das jeweils andere Verfahren als Alternativvorschlag auf seine Wirtschaftlichkeit untersucht.

Für die Investitionsrechnung wurden sämtliche Kosten, die im Zusammenhang mit der P-Elimination zu sehen sind, mit Hilfe von Schlussrechnungen für die Erweiterungsmaßnahmen zusammengetragen und aufgeschlüsselt nach bau-, maschinen- und elektrotechnischen Anlagenteilen aufgelistet. Mit Hilfe der Annuitätenmethode wurde der Kapitaldienst ermittelt. [Tabelle 13.5](#) zeigt eine Zusammenstellung wichtiger Eingangsparameter für die Wirtschaftlichkeitsberechnung.

Tabelle 13.5: Eingangsparameter für die Wirtschaftlichkeitsberechnung (Scheer, 1998)

Basisjahr:	1993
Berechnungsverfahren:	Annuitätenmethode
Kalkulationszinsfuß:	7 %
Nutzungszeiträume	
Bautechnik:	20 Jahre
Maschinentechnik:	10 Jahre
Elektrotechnik:	10 Jahre
Planungszeitraum:	20 Jahre
Preisindizes (Steigerungsraten)	
Bautechnik:	3,5 %/a
Maschinentechnik:	4,0 %/a
Elektrotechnik:	3,5 %/a
Stoffkosten:	1,5 %/a
Energiekosten:	1,5 %/a
Personalkosten:	3,0 %/a
Inst./Wartungskosten:	3,0 %/a
Reststoffentsorgung:	8,0 %/a

In [Tabelle 13.6](#) wurden die spezifischen Jahreskosten bezogen auf die Einwohnerzahl zusammen getragen.

Tabelle 13.6: Jahreskosten der P-Eliminationsverfahren für das verwirklichte Verfahren und den Alternativvorschlag für die Kläranlage A und B (Scheer, 1998, umgerechnet (1,96 DM = 1,00 €, Preisindex (2008) = 117,6 %))

Kostenstelle	Einheit	A (6.500 E)		B (12.500 E)	
		Bio-P	CHEM-P	Bio-P	CHEM-P
Kapitalkosten	€/a	20.400	8.400	18.300	25.200
Betriebskosten	€/a	12.600	16.200	8.400	34.800
Jahreskosten	€/a	33.000	24.600	26.700	60.000
spez. Kosten	€/(E·a)	6,6	4,9	4,5	10,0

In beiden untersuchten Kläranlagen wurde das kostengünstigere Verfahren zur P-Elimination realisiert (vgl. Scheer, 1998).



13.2.3. Beispiel 3: Bilanzielle Betrachtung verschiedener Verfahren zur P-Elimination

Untersucht wurden die 3 Verfahrensvarianten der P-Elimination: Chemische P-Elimination, Bio-P und die Kombination beider Verfahren. Die Ergebnisse der vergleichenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung sind in [Tabelle 13.7](#) dargestellt (Jardin, 2005):

Tabelle 13.7: Kostenzusammenstellung einer vergleichenden Wirtschaftlichkeitsuntersuchung (vgl. Jardin, 2005 umgerechnet (1,96 DM = 1,00 €, Preisindex (2008) = 117,6 %))

Chemische P-Elimination			
chemisch zu entfernendes P	1		g P/(E·d)
Wirksubstanzbedarf Fe - Fällung	2,7		g Fe/(E·d)
Wirksubstanzbedarf Al - Fällung	1,3		g Al/(E·d)
Schlammanfall Fe - Fällung	6,8		g TR/(E·d)
Schlammanfall Al - Fällung	5,2		g TR/(E·d)
spezifische Kosten	von	bis	
Fällmittelkosten Fe	68,78	103,12	€Cent/(E·a)
Fällmittelkosten PAC	101,83	152,80	€Cent/(E·a)
Fällmittelkosten Na-Al	58,16	72,75	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Fe	52,90	105,80	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Al	40,77	81,44	€Cent/(E·a)
Kapitaldienst Fällmittelstation	2,47	3,76	€Cent/(E·a)
Gesamtkosten Fe	124,15	212,67	€Cent/(E·a)
	1,72	2,90	€Cent/m³
Gesamtkosten PAC	145,07	237,88	€Cent/(E·a)
	2,04	3,22	€Cent/m³
Gesamtkosten Na-Al	101,40	157,95	€Cent/(E·a)
	1,39	2,15	€Cent/m³

Bio-P			
spezifische RLS-Förderung	300		l/(E·d)
biologisch zu entfernendes P	1		g P/(E·d)
Schlammanfall Bio-P	3		g TR/(E·d)
spezifische Kosten	von	bis	
Kapitaldienst anaerobes Mischbecken	38,74	77,58	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Bio-P	23,50	47,00	€Cent/(E·a)
€Cent/(E·a)			
Gesamtkosten Bio-P	62,23	124,58	€Cent/(E·a)
	0,86	1,72	€Cent/m³

Bio-P und unterstützende chemische P-Elimination			
biologisch zu entfernendes P	0,8		g P/(E·d)
chemisch zu entfernendes P	0,2		g P/(E·d)
Wirksubstanzbedarf Fe - Fällung	0,54		g Fe/(E·d)
Wirksubstanzbedarf Al - Fällung	0,3		g Al/(E·d)
Schlammanfall Fe - Fällung	1,4		g TR/(E·d)
Schlammanfall Al - Fällung	1,04		g TR/(E·d)
Schlammanfall Bio-P	2,4		g TR/(E·d)
spezifische Kosten	von	bis	
Fällmittelkosten Fe	13,73	20,60	€Cent/(E·a)
Fällmittelkosten PAC	20,39	30,58	€Cent/(E·a)
Fällmittelkosten Na-Al	11,59	14,59	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Bio-P	18,78	37,56	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Fe	10,62	21,14	€Cent/(E·a)
Schlammbehandlungskosten Al	8,15	16,31	€Cent/(E·a)
Kapitaldienst Fällmittelstation	2,47	3,76	€Cent/(E·a)
Gesamtkosten Fe	45,60	83,05	€Cent/(E·a)
	0,64	1,18	€Cent/m³
Gesamtkosten PAC	49,79	88,20	€Cent/(E·a)
	0,64	1,18	€Cent/m³
Gesamtkosten Na-Al	41,10	72,21	€Cent/(E·a)
	0,54	0,97	€Cent/m³

Das Beispiel zeigt, dass die biologische Phosphorelimination mit unterstützender Simultanfällung aufgrund der geringen Fällmittelkosten und des im Vergleich zu einer reinen chemischen Fällung deutlich verringerten Fällschlammanfalls das wirtschaftlichste Verfahren darstellt, wenngleich die absoluten Unterschiede im Hinblick auf die Kosten zwischen den einzelnen Verfahren in einem breiten Bereich in Abhängigkeit der individuellen Kläranlagenrandbedingungen streuen (Jardin, 2005).

Bei dieser Wirtschaftlichkeitsbetrachtung muss darauf hingewiesen werden, dass bei der biologischen Phosphorelimination mit unterstützender Simultanfällung ein eventueller Kaptaldienst für ein anaerobes Mischbecken nicht berücksichtigt wurde.

Im Folgenden wurden die ermittelten Gesamtkosten (Mittelwert) der verschiedenen Verfahren über die Einwohnerzahl aufgetragen (siehe [Abbildung 13.1](#)). Es wurde vernachlässigt, dass mit zunehmender Ausbaugröße bzw. Auslastung der Anlagen die spezifischen Jahreskosten geringer werden, so dass ein linearer Bezug angenommen wurde.

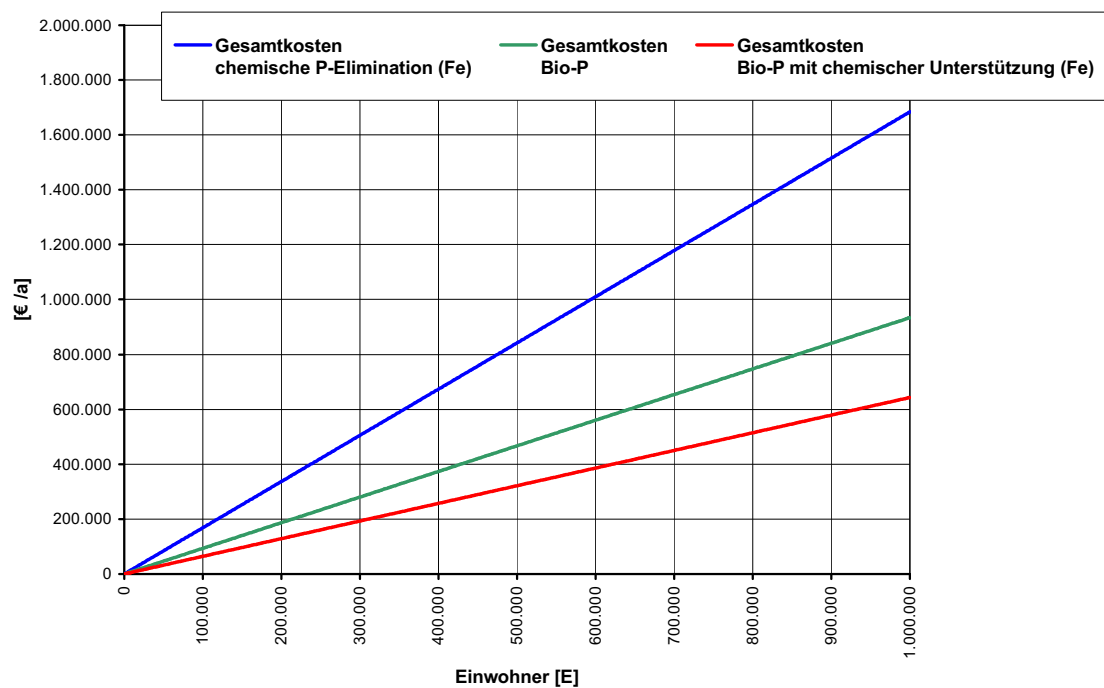


Abbildung 13.1: mittlere Gesamtkosten der verschiedenen Verfahren der P-Elimination bezogen auf die Anlagengröße im Vergleich basierend auf [Tabelle 13.7](#)



13.2.4. Literaturzusammenstellung der Kosten für die unterschiedlichen Verfahren der P-Elimination

[Tabelle 13.8](#) zeigt anhand einer Literaturzusammenstellung, in welcher großen Spannbreite sich die Kosten für die P-Elimination bewegen können

Tabelle 13.8: Kosten der P-Elimination, Literaturzusammenstellung (Baumann, 2003)

Verfahren	Cent/m ³	EUR / (EW·a)	EUR / kg P _{Eli}	Quelle
Simultanfällung	-	4,0 – 9,0	-	ATV, 1983
	>4,0	3,4 – 4,9	-	Neis et al., 1985
	2,5	-	-	Firk, 1989 ²⁾
	1,0 – 2,5	-	-	Grünebaum, 1989 ¹⁾
	0,45 – 1,6	-	-	Schwimmbeck, 1990
	0,45 – 2,6	0,3 -1,9	-	Firk, 1993 ²⁾
	6,4	4,2	-	Scheer, 1998
	-	-	-	Bentwelsen, 1999
	-	0,56	-	Bäumer et al., 2001
Biologische Phosphat-elimination	4,8	-	8,69	Scheer, 1998
	2,0 – 2,4	-	-	Sarfert et al., 1993
	1,3 – 1,7	-	-	Baumann, 1994
	-	-	2,4 – 3,5	Ellenbroek, 1999
Nachfällung mit Kalkhydrat	4,5	-	-	Balmer, 1984
	3,5 - 11	-	-	Baumann, 1994
Flockungsfiltration	6,0	-	-	Firk, 1989 ²⁾
	7,0	-	-	Grünebaum, 1989 ¹⁾
	2,35 – 6,1	-	-	Kisseleff, 1987; Jost, 1991
	-	6,6 – 8,2	-	Godart et al., 1996
	-	4,76	-	Bäumer et al., 2001
Sandfiltration	3,4	-	-	Haydt, 1987

1) ohne Schlammbehandlung

2) nur Fällungsschemikalien



13.3. Kostenbetrachtung für weitergehende Maßnahmen zur P-Elimination in Thüringen

Nimmt man die Ergebnisse der überschläglichen und vergleichenden Wirtschaftlichkeitsbetrachtung aus Kapitel [13.2.3](#) als Grundlage, können Kosten bezogen auf die zu entfernende Phosphorfracht aufgestellt werden (siehe [Tabelle 13.9](#)). Dabei werden die frachtbezogenen Kosten aus den einwohnerspezifischen Kosten unter der Annahme ermittelt, dass 1 g P / (E·d) zu entfernen ist. Beispielhaft werden hier bei der chemischen Fällung nur die Kosten von eisenhaltigem Fällmittel betrachtet, die Kostenaufstellungen für die weiteren Fällmittel (PAC und Na-Al) sind in Anlage [V.XIII](#) zusammengestellt.

Tabelle 13.9: Kosten bezogen auf die zu eliminierende Phosphorfracht (ausgewertet nach Daten von Jardin, 2005, umgerechnet (Preisindex (2008) = 107,3 %))

Chemische P-Elimination		
Gesamtkosten Fe	1,684	€/ (E·a)
	0,023	€/m ³
	4,614	€/kg P

Bio-P		
Gesamtkosten Bio-P	0,934	€/ (E·a)
	0,013	€/m ³
	2,559	€/kg P

Bio-P und unterstützende chemische P-Elimination		
Gesamtkosten Fe	0,643	€/ (E·a)
	0,009	€/m ³
	1,762	€/kg P

Um zu beurteilen, welche Kosten durch weitergehende Maßnahmen zur P-Elimination in Thüringen entstehen, muss zunächst überlegt werden, wie viel Phosphor zusätzlich eliminiert werden soll. Dazu wurden folgende Szenarien festgelegt (vgl. [Tabelle A 10](#) in Anlage [V.XIII](#)).

- Szenario 1: Unter der Voraussetzung, dass alle Anlagen größer 2.000 E und kleiner 10.000 E eine Ablaufkonzentration kleiner oder gleich 2 mg/l erzielen sollen, müssten zusätzlich 23.859 kg P/a eliminiert werden.
- Szenario 2: Eine Reduzierung der Ablaufkonzentration bei Anlagen größer 10.000 E auf einen Wert kleiner oder gleich 1 mg/l würde zu einer zusätzlichen erforderlichen Elimination von 17.449 kg P/a führen.
- Szenario 3: Eine noch weitere Reduzierung der Ablaufkonzentration von Anlagen größer 10.000 E auf einen Wert kleiner oder gleich 0,5 mg/l würde zu einer zusätzlichen erforderlichen Elimination von 50.802 kg P/a führen.

Abbildung 13.2 zeigt den prozentualen Anteil am zusätzlichen Abbau der Restbelastung 2006 (202.479 kg P/a, vgl. Tabelle 4.8) der verschiedenen Szenarien und deren Summen. Der relativ geringe Anteil von Szenario 2 (Anlagen > 10.000 E => ≤ 1 mg/l) ist dadurch begründet, dass Anlagen dieser Größenklasse auch ohne weitere Maßnahmen eine mittlere Ablaufkonzentration von 1,0 mg/l vorweisen.

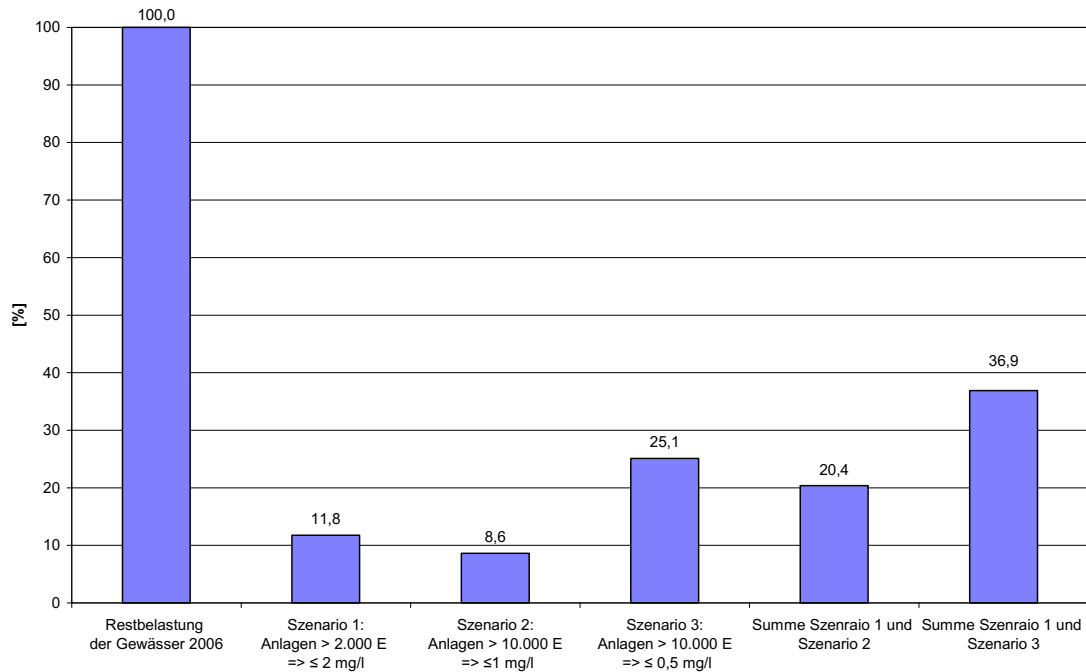


Abbildung 13.2: Prozentualer Anteil der Abbaufracht bei zusätzlichen Maßnahmen zur P-Elimination bezogen auf die im Jahr 2006 zu eliminierende P-Fracht (vgl. TLUG, 2006)

Diese zusätzlich zu entfernenden P-Frachten würden mit den aus Tabelle 13.9 gemittelten Gesamtkosten zu den in Tabelle 13.10 berechneten Jahreskosten führen. Dabei wurde nicht berücksichtigt, dass die Aufwendungen, wie Fällmittelbedarf und resultierende Schlammbehandlung, exponential steigen je höher das Qualitätsziel gewählt wird. Auch die Reduzierung der Kosten durch eine verringerte Abwasserabgabe aufgrund geringerer Ablauffrachten bzw. eine Verrechnung der Investitionskosten für Maßnahmen zur Phosphorelimination (vgl. Kapitel 13) sind nicht in die Rechnung eingeflossen.

Tabelle 13.10: Jahreskosten für Thüringen der verschiedenen Verfahren zur P-Elimination

		Szenario 1: Anlagen > 2.000 E => ≤ 2 mg/l	Szenario 2: Anlagen > 10.000 E => ≤ 1 mg/l	Szenario 3: Anlagen > 10.000 E => ≤ 0,5 mg/l
zusätzlich zu entfernende P-Fracht	[kg P/a]	23.859	17.449	50.820
Chemische P-Elimination				
Gesamtkosten Fe	[€/a]	110.083	80.508	234.478
Bio-P				
Gesamtkosten Bio-P	[€/a]	61.056	44.653	130.050
Bio-P und unterstützende chemische P-Elimination				
Gesamtkosten Fe	[€/a]	42.048	30.752	89.563



14. Phosphorrückgewinnung

Die Stoffströme Abwasser und Klärschlamm besitzen relevante Phosphorpotenziale. Angesichts weltweit begrenzter Reserven an Phosphat-Mineralien kommt der Rückgewinnung des essentiellen Pflanzennährstoffes Phosphor als Beitrag zur Kreislaufschließung von Stoffströmen im Sinne nachhaltiger Ressourcennutzung und -schonung eine zunehmende Bedeutung zu (BMU, 2008). Es muss aber angemerkt werden, dass Verfahren zur P-Rückgewinnung noch nicht Stand der Technik sind.

In der Vergangenheit wurde ein Großteil der bei der Abwasserreinigung anfallenden Klärschlämme landwirtschaftlich als Dünger verwertet und somit die darin enthaltenen Nährstoffe (wie Stickstoff und Phosphor) in den Nährstoffkreislauf zurückgeführt. Da der Anteil dieses Verwertungsweges gegenüber der thermischen Behandlung des anfallenden Klärschlammes kontinuierlich zurückgeht und zudem aktuell eine intensive Diskussion über die Vor- und Nachteile der landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung geführt wird, kommt hierbei insbesondere dem Umgang mit Phosphor - als einem nicht substituierbarem Nährstoff - erhöhte Aufmerksamkeit zu (MFU, 2003). Derzeit werden ca. 40 % des Klärschlammes landwirtschaftlich genutzt.

[Abbildung 14.1](#) zeigt vier unterschiedliche Szenarien, die die Lebensdauer des verfügbaren Phosphors beschreiben sollen. Schon im Jahr 2060 sind demnach bei allen Prognosen über 50 % der Reserven verbraucht.

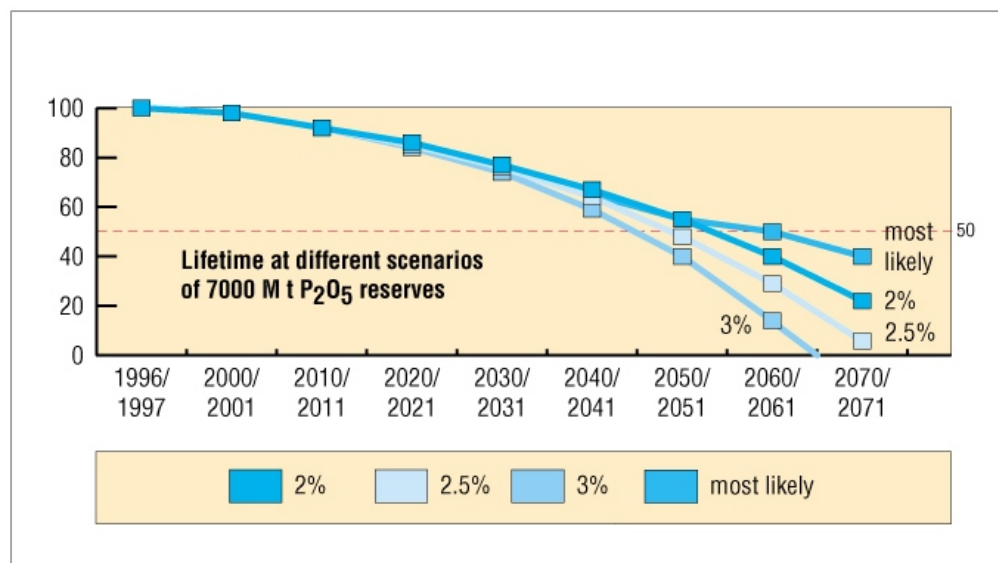


Abbildung 14.1: Haltbarkeit von Phosphorverbindungen (Natural History Museum, 2008)



14.1. Einsatzstellen der Phosphorrückgewinnung

Es bestehen mehrere Möglichkeiten zur Integration von Anlagen zur Phosphorrückgewinnung in die Prozesse der kommunalen Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Grundsätzlich stehen folgende Einsatzstellen zur Verfügung:

- Rückgewinnung im Kläranlagenablauf,
- Rückgewinnung aus den Schlammwässern / aus ausgefaultem Klärschlamm und
- Rückgewinnung aus der Klärschlammasche (Monoverbrennung)

Die Einsatzstellen unterscheiden sich hinsichtlich verschiedener Kriterien, von denen die Bindungsform des Phosphors sowie das Potenzial der Rückgewinnung die wichtigsten sind ([Tabelle 14.1](#)) (Herbst et al., 2007).

Tabelle 14.1: Charakterisierung der Einsatzstellen zur Phosphorrückgewinnung in kommunalen Kläranlagen (Montag, 2008)

Einsatzstelle	Volumen/ Massen- strom	Phosphor- konzentration	Bindungs- form	Rückgewinnungs- potential (bezogen auf Zulauf fracht der Kläranlage)	maximaler Rückge- winnungs- grad
1. Kläranlagen- ablauf	200 l/(E·d)	< 5 mg/l	gelöst	max. 55 %	50 %
2. Schlamm- wasser	1 – 10 l/(E·d)	20 – 100 mg/l	gelöst	max. 50 %	45 %
3. Entwässerter Faulschlamm	0,15 l/(E·d)	~ 10 g/kg FS	biologisch/ chemisch gebunden	~ 90 %	45 %
4. Klärschlamm- asche	0,03 kg/(E·d)	64 g/kg	chemisch gebunden	~ 90 %	80 %

Die Möglichkeit der Abtrennung von phosphorhaltigen Abwasserströmen bereits im Vorfeld der kommunalen Abwassereinigung wird nur im Einzelfall bei bestimmten Industriezweigen erfolgen.

Die Trennung von Abwässern im kommunalen Bereich (Grauwasser und Schwarzwasser) scheint bezüglich des weitgehenden Phosphorrecyclings durchaus zielführend, da Phosphate sowohl in Fäkalien als auch dem Urin enthalten sind. Das bestehende Ableitungssystem ist auf eine getrennte Abführung aber nicht ausgelegt. Obwohl eine getrennte Erfassung der Teilströme von Urin und Fäkalien bereits heute einfach durchzuführen ist, wird hier ein sinnvolles P-Recycling erst bei einer flächendeckenden Abkehr von der Schwemmkanalisation und Aufnahme eines anderen Sammelsystems der Ausscheidungen möglich werden. Das Potenzial ist hier dann aber infolge der konzentrierten Teilströme recht hoch zu bewerten. (MFU, 2003).



14.1.1. Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser (Nachfällung)

Die Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser mittels chemischer Fällung läuft nach denselben Verfahrensschritten ab, wie bei den zur Phosphorelimination eingesetzten Fällungsverfahren. Allerdings ist die Rückgewinnung des Phosphors lediglich bei Einsatz einer Nachfällung möglich, da nur an dieser Stelle der Fällschlamm separat vom biologischen Schlamm gewonnen werden kann.

Als Fällmittel ist der Einsatz von Magnesiumoxid notwendig, da das entstehende Fällprodukt Magnesiumphosphat (MP) dann direkt der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden kann. Bei Verwendung von Aluminium- oder Eisensalzen ist die Aufbereitung des Fällproduktes zu einem nutzbaren Phosphorprodukt aufwendig und kostenintensiv (Herbst et al., 2007).



14.1.2. Phosphorrückgewinnung aus den Schlammwässern (PRISA-Verfahren)

Das PRISA-Verfahren beinhaltet die Rückgewinnung von Phosphat aus den Prozesswässern der Schlammbehandlung, d.h. aus dem Überstandswasser des Vor- und Nacheindickers sowie aus dem Prozesswasser der maschinellen Schlammeindickung.

Für den Prozess ist eine vermehrte biologische Phosphorelimination im Hauptstrom Voraussetzung. Die Betriebsweise des Voreindickers wird geändert, so dass die Eindickzeit verlängert und der bereits sedimentierte Schlamm mittels eines Rührwerks oder einer Umwälzleitung periodisch durchmischt wird. Dadurch wird eine erhöhte Rücklösung des Polyphosphats in das Überstandswasser erzeugt. Das phosphatreiche Überstandswasser des Voreindickers wird mit dem hoch ammoniumhaltigen Überstandswasser des Nacheindickers und mit dem Prozesswasser aus der maschinellen Entwässerung zusammengeführt und von Feststoffen befreit. Die nährstoffreichen filtrierten Wässer werden im nächsten Schritt einer Magnesiumammoniumphosphat-Kristallisation zugeführt (Herbst et al., 2007).



14.1.3. Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammmasche (RüPA-Verfahren)

Beim RüPA-Verfahren wird zunächst der in der Asche gebundene Phosphor durch einen Säureaufschluss in Lösung gebracht. Neben Phosphor gehen auch die in der Asche enthaltenen Metalle in Lösung. Um am Ende des Prozesses einen möglichst (schwer)metallarmen Sekundärrohstoff erhalten zu können, müssen diese Substanzen aus der Aufschlusslösung entfernt werden. Hierzu wird eine mehrstufige Flüssig-Flüssig-Extraktion mit Re-Extraktion genutzt. Zuletzt muss das gelöste Phosphat in einen unlöslichen Zustand überführt und aus der Lösung abgetrennt werden. Hierzu wird Natronlauge in die Lösung gegeben, was zu einem pH-Wert-Anstieg und somit zu einer Ausfällung von Aluminiumphosphat führt (Herbst et al., 2007).



14.2. Produktqualität und anforderungen an Sekundärphosphate

Ziel eines Phosphorrückgewinnungsprozesses ist es, ein Sekundärphosphorprodukt zu erzeugen, das deutlich geringer mit Schadstoffen belastet ist als Klärschlamm. Einerseits können so bei Verzicht auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung die Böden und damit die Lebensmittelproduktion vor unerwünschten Stoffen geschützt werden, andererseits kann der Klärschlammphosphor genutzt werden.

Die aus Abwasser, Schlammwässern oder der Klärschlammasche zurückgewonnenen Sekundärphosphorprodukte können entweder direkt als Düngemittel eingesetzt werden oder dienen als Rohstoff in der Düngemittelindustrie. Bei einer direkten Verwertung in der Landwirtschaft sollte die Metallbelastung vergleichbar mit der von Mineraldüngern und bei der Verwendung zur Düngerherstellung nicht höher als bei Rohphosphaten sein (Herbst et al., 2007).

Weiterhin sollte sichergestellt sein, dass die rückgewonnenen phosphorhaltigen Verbindungen beim Einsatz in der Landwirtschaft für die Pflanze als Nährstoff zur Verfügung stehen (ATV-DVWK, 2003).



14.3. Wirtschaftlichkeit der Phosphorrückgewinnung

Je nach Anschlussgröße einer Kläranlage schwanken die Kosten für die Rückgewinnungsanlagen, d.h. bei größeren Kläranlagen kann ein Recycling einwohnerspezifisch günstiger umgesetzt werden als bei einer kleinen. Insbesondere die Rückgewinnung aus Klärschlammasche erfordert sehr große zentrale Anlagen. Im Gegensatz dazu kann das PRISA-Verfahren auch auf kleineren Kläranlagen (dezentral) eingesetzt werden. Die Kosten des PRISA-Verfahrens sind stark abhängig vom Vorhandensein freier und nutzbarer Beckenvolumina im Bereich der Schlammbehandlung wie z.B. Eindicker oder Prozesswasserspeicher. Die direkte Rückgewinnung aus dem Abwasserstrom über eine Nachfällung erscheint nur für besondere Rahmenbedingungen, wie z.B. große Beckenreserven im Bereich der Nachklärung, wirtschaftlich (Herbst et al., 2007).



15. Zusammenfassung

Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse des Leitfadens zusammengefasst:

CHEMISCHE P-ELIMINATION

- Bei der chemischen P-Elimination lassen sich zwei Stufen unterscheiden, die schnell ablaufende chemische Reaktion (Fällung) und anschließend die Agglomeration der kleineren Flocken zu größeren Flockenverbänden (Flockung).
- Abhängig vom Ort der Fällmitteldosierung unterscheidet man die Vor-, die Simultan- und die Nachfällung. Bei weitergehenden Anforderungen an den P-Ablaufwert kommt oft die Flockungsfiltration, eine Sonderform der Nachfällung zum Einsatz.
- Bei der Auswahl des Fällmittels ist das Vorsorgeprinzip als wichtiger Grundsatz des Umweltrechtes zu beachten, d.h. der Eintrag von Verunreinigungen in die Umwelt sollte minimal sein und minimiert werden. Aber auch der Einfluss auf den gesamten Kläranlagenprozess muss Beachtung finden. Weiterhin müssen durch Sicherheitsvorschriften beim Umgang mit Fällmitteln betriebliche Probleme und Gefahren für Umwelt und die eigene Gesundheit vermieden werden.
- Chemische und physikalische Faktoren beeinflussen die Fällung. Unter anderem sind insbesondere gute Einmischbedingungen von großer Bedeutung für das Ergebnis.
- Bei der Lagerung und Dosiertechnik ist zu betonen, dass Fällmittel wassergefährdende Stoffe sind, alle Anlagenteile müssen den Anforderungen der VAWS genügen. Der Austritt des Fällmittels muss durch bauliche Maßnahmen verhindert bzw. evtl. austretendes Fällmittel muss aufgefangen werden. Bei der Materialwahl ist auf Korrosionsschutz zu achten. Die Größe des Lagerbehälters sollte unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit und der Haltbarkeitszeit des Fällmittels gewählt werden.
- Eine weitreichende Abtrennung der Flocken ist entscheidend für den P-Gehalt im Ablauf. Zu den Verfahren der Flockenabtrennung gehören die Sedimentation, der Einsatz von Schrägklärern (Parallelplattenabscheidern), die Flotation und die Flockungsfiltration.
- Bei der Berechnung des Fällmittelbedarfs, müssen die Dosierstelle, die Phosphatfracht des Abwassers unter Berücksichtigung der Art und Konzentration des Phosphors, das Ausmaß der biologischen Phosphorbindung, die Höhe des Überwachungswertes, der pH-Wert des Rohabwassers und mögliche konkurrierende Reaktionen berücksichtigt werden. Dabei ist mehr oder weniger überstöchiometrisch zu dosieren. Zu beachten ist, dass die relative Fällmittelmenge mit strengerem Überwachungswert und abnehmender zu fällender Phosphatkonzentration steigt.
- Der Einsatz von Fällmitteln wirkt sich sowohl auf weitere Prozesse der Abwasserreinigung, wie z.B. die Nitrifikation und Denitrifikation, als auch auf die Schlammbehandlung aus, wobei die Erhöhung des Überschussschlammes besonders zu betonen ist. Aber auch die Einflüsse auf die Umwelt sind beträchtlich. Der Metall- und Salzgehalt sowie der pH-Wert der Gewässer werden abhängig vom Fällmittel verändert. Bei der Verwendung von Klärschlamm als Dünger ist außerdem auf die verbleibende Pflanzenverfügbarkeit zu achten.

Bio-P

- Es ist möglich, verschiedene Bakteriengruppen im Belebtschlamm anzureichern, die unter entsprechenden Prozessbedingungen eine erhöhte Phosphoraufnahme besitzen. Die erforderlichen Prozessbedingungen für die Bio-P sind ein Wechsel von anaeroben zu aeroben Verhältnissen, um Stoffwechselstress zu erzielen.
- Günstige Voraussetzungen für die Bio-P sind ein geringer Eintrag von gelöstem Sauerstoff oder Nitrat in die anaerobe Zone, ein hoher Gehalt an leicht abbaubaren Substraten bzw. ein günstiges Nährstoffverhältnis, ein möglichst geringes Schlammalter, eine ausreichende anaerobe Kontaktzeit, keine Substratkonkurrenz der Denitrifikanten, eine ausreichende Zufuhr von O_2 und Abwesenheit von H_2S im Belebungsbecken. Um diese Voraussetzungen zu schaffen, sind geeignete Maßnahmen zu treffen.
- Je nach verfahrenstechnischer Anordnung der Anaerobbecken im Prozess werden die beiden Verfahrensgruppen der Hauptstromverfahren und Nebenstromverfahren unterschieden. Bei den Hauptstromverfahren wird der belebte Schlamm im vorgeschalteten anaeroben Becken mit dem Abwasserstrom in Kontakt gebracht, beim Nebenstromverfahren kommt der belebte Schlamm unter anaeroben Bedingungen nicht mit dem gesamten Abwasserzulauf in Berührung.
- Die biologische P-Elimination reicht nicht immer aus, um die geforderten Überwachungswerte im Ablauf sicher einzuhalten. Deshalb ist in der Regel die Möglichkeit zur Dosierung von Fällungs-/Flockungchemikalien vorzusehen.
- Zur Bemessung der Bio-P stehen verschiedene mehr oder weniger aufwendige Modelle zur Verfügung. Es ist zu entscheiden, inwieweit man mit einfachen Faustformeln arbeitet oder aber komplexere und dafür genauere Bemessungen vornimmt.
- Bei der Bio-P besteht insbesondere durch mögliche P-Rücklösung in weiteren Schritten der Abwasser- bzw. Schlammbehandlung Gefahr. Auch bei der Bio-P kommt es zu einer Erhöhung des Überschussschlammes, aber in einem geringeren Maß als bei der chemischen P-Elimination.

MESSMETHODEN/MESS- UND REGELKONZEPTE

- Grundsätzlich kann zur Unterstützung der Maßnahmen Messtechnik eingesetzt werden.
- Die Steuerung oder Regelung der Fällmitteldosierung kann zeitabhängig, unter Berücksichtigung gemessener Ganglinien (kleine Kläranlagen), wassermengenproportional (mittelgroße Kläranlagen) oder phosphorfrachtproportional (große Kläranlagen) oder durch eine Dosierung in Abhängigkeit zur Phosphatkonzentration im Ablauf erfolgen.
- Die Wirtschaftlichkeit der Maßnahmen zur Automatisierung der chemischen Phosphatelimination ist in jedem Fall sorgfältig zu prüfen. Den Aufwendungen für die Mess- und Regeltechnik (MSR-Technik) stehen in der Regel Einsparungen bei der benötigten Fällmittelmenge sowie bei der Schlammbehandlung und entsorgung gegenüber. Vorteilhaft, aber monetär kaum bewertbar, ist die stabilere Einhaltung des Überwachungswertes.

BETRIEBSSTÖRUNGEN

- Wenn die Messwerte der Eigenkontrolle nicht mehr innerhalb der üblichen Schwankungsbreite bzw. über den erwarteten Werten liegen, muss Ursachenforschung betrieben werden, um entsprechende Gegenmaßnahmen umgehend einleiten zu können. Bevor betriebliche oder bauliche Änderungen in Erwägung gezogen werden, ist in jedem Fall zunächst die Plausibilität des Messwertes zu überprüfen. Mögliche Fehlerquellen bei der Probenahme und der Analytik sind auszuschließen.

OPTIMIERUNG DES FÄLLMITTELEINSATZES

- Ziel der Einführung von Kennzahlen ist es, durch systematische Vergleiche, den Fällmitteleinsatz verschiedener Kläranlagen zu prüfen und zu verbessern, d.h. Schwachstellen zu ermitteln und Optimierungsmaßnahmen festzulegen.
- Als wesentliche Kennzahl wird K_p als der auf die Tagesfracht [kg P / d] im Zulauf der Kläranlage bezogene Fällmittelverbrauch pro Tag festgelegt, welcher dann in Abhängigkeit von Verfahren und anderen betrieblichen Einflüssen verglichen werden kann.

P-ELIMINATION BEI NATURNAHEN SYSTEMEN

- Bewachsene Bodenfilter sind nicht auf eine dauerhafte weitergehende Reinigungsleistung zu bemessen. Sollen Kläranlagen auf einen Überwachungswert ausgelegt werden, so empfiehlt sich wegen der Betriebssicherheit die Nachschaltung eines kleineren räumbar sorptionsfähigen Filters.
- Abwasserteiche erzielen nur einen geringen Wirkungsgrad hinsichtlich der P-Elimination. Eine Möglichkeit, um bei Abwasserteichen weitergehende P-Elimination zu betreiben, ist die Vorfällung. Als Nachteile sind ein erhöhter Schlammanfall, der Fällmittelbedarf und ein höherer Wartungsaufwand zu nennen. Sinnvoll erscheint diese Variante nur als kurzfristige und zeitlich begrenzte Maßnahme. Bei unbelüfteten Abwasser- und Schönungsteichen kann in Folge einer biogenen Phosphatfällung durch pH-Wert-Anhebung ebenfalls eine nennenswerte aber ungezielte Reduktion der P_{ges} -Zulaufmenge erreicht werden.

WEITERE VERFAHREN DER P-ELIMINATION

- Bei der Membranbelebung lässt sich sowohl die Simultanfällung als auch die erhöhte biologische P-Elimination effektiv einsetzen.
- Bei der nachgeschalteten Anordnung der Membranstufe im Ablauf einer konventionellen biologischen Abwasserreinigungsanlage ist eine Nachfällung möglich.
- Das Verfahren der P-Elimination mittels Elektro-Phosphatfällung ist nicht Regel der Technik. Der Elektro-P-Fällung steuert mehrere Elektroden, die im Belebungsbecken montiert sind. Durch pH-Verschiebung und Ionenwanderung soll Phosphat als Salz gebunden und mit dem Überschussschlamm abgezogen werden können.

WIRTSCHAFTLICHKEITSBETRACHTUNG DER P-ELIMINATION

- Modellrechnungen zu den zusätzlichen, betrieblichen Aufwendungen zeigen, dass die Phosphorelimination unter Berücksichtigung der Abwasserabgaben oft kostengünstiger ist als die Einleitung der unreduzierten Fracht in das Gewässer.
- Bei der Kostenermittlung für vergleichende Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen treten aufgrund der unterschiedlichen Randbedingungen Schwierigkeiten auf. Dennoch lässt sich sagen, dass die biologische Phosphorelimination mit unterstützender Simultanfällung aufgrund der geringeren Fällmittelkosten und des im Vergleich zu einer reinen chemischen Fällung deutlich verringerten Fällschlammanfalls das wirtschaftlichste Verfahren darzustellen scheint.

PHOSPHORRÜCKGEWINNUNG

- Verfahren zur P-Rückgewinnung werden in der Praxis noch nicht eingesetzt, bisher wird Phosphor durch die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlämmen dem Kreislauf zurück geführt.
- Zur Integration von Anlagen zur Phosphorrückgewinnung in die Prozesse der kommunalen Abwasser- und Klärschlammbehandlung stehen grundsätzlich folgende Einsatzstellen zur Verfügung: Rückgewinnung im Kläranlagenablauf, aus den Schlammwässern, aus ausgefaultem Klärschlamm und aus der Klärschlammasche (Monoverbrennung).
- Das erzeugte Sekundärphosphorprodukt sollte zur landwirtschaftlichen Nutzung eine möglichst geringe Schadstoffbelastung und eine gute Pflanzenverfügbarkeit vorweisen.



16. Literaturverzeichnis

- Adam, C.; Kraume, M.; Gnirss, R. und Lesjan, B. (2001): Vermehrte biologische Phosphorelimination in Membranbioreaktoren . 4. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik, in: Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Aachen, 11.09.-12.09.2001, ISBN 3-921955-25-4, S.A 11-1/A 11-16.
- Andres, Thomas (2003): Aspekte zum Betrieb einer Anlage zur externen Phosphor- und Schwefelwasserstoffeliminierung (Pelicon) am Burgsee in Bad Salzungen Ein Erfahrungsbericht . Studia Quaternaria, vol. 21: 63 71, 2003.
- Arbeitshilfe Qualitätssicherung (1993): Probenahme von Abwasser . AQS-Merkblatt, P-8, Stand Januar 1993.
- ATV-DWA (in Bearbeitung): Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DWA-A 202.
- ATV-DWA (2007): Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen . DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 704, April 2007.
- ATV-DVWK (2008): Zum Novellierungsbedarf des Arbeitsblatts ATV-DVWK-A 131 für den Bereich Nachklärbecken . Arbeitsbericht des DWA-Fachausschusses KA-5 Absetzverfahren . KA-Abwasser, Abfall 2007 (54) Nr. 1.
- ATV-DVWK (in Bearbeitung): Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfilteranlagen . Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe 8.3, in Bearbeitung.
- ATV-DVWK (2006): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 262, März 2006.
- ATV-DVWK (2005): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 201, August 2005.
- ATV-DVWK (2004): Kennzahlen zur gezielten P-Elimination in kommunalen Kläranlagen . Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe 8.2.: Kurzfassung: KA Abwasser, Abfall 7/2004.
- ATV-DVWK (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198, Hennef, April 2003.
- ATV-DVWK (2003): Phosphorrückgewinnung . Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-1.1, KA Abwasser, Abfall 6/2003.
- ATV-DVWK (2002): Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202. April 2002, ISBN 3-937758-04-6.
- ATV-DVWK (2001): Automatisierung der chemischen Phosphatelimination . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 206. November 2001, ISBN 3-935669-47-X.

- ATV-DVWK (2000): Prozessanalysengeräte für N, P und C in Abwasseranlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 269. März 2000, ISBN 3-933707-42-0.
- ATV-DVWK (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131. Mai 2000, ISBN 3-933707-41-2.
- ATV-DVWK (1999): Einsatz organischer Polymere in der Abwasserreinigung . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 274. November 1999, ISBN 3-933707-16-1.
- ATV-DVWK (1998): Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen . ATV-DVWK Regelwerk, Merkblatt ATV-M 271, September 1998, ISBN 3-927729-52-3.
- ATV-DVWK (1995): Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 203. April 1995.
- ATV-DVWK (1994): ATV-DVWK-Regelwerk: Biologische Phosphatentfernung . Merkblatt M 208, (zurückgezogen).
- ATV-DVWK (1989): Biologische Phosphorelimination . Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.6 Biologische Phosphorentfernung im ATV-Fachausschuss 2.6. Korrespondenz Abwasser, März 1989.
- ATV-Handbuch (2000): Industrieabwasser: Lebensmittelindustrie . Ernst & Sohn, 4. Auflage , 2000.
- ATV-Handbuch (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung . Ernst, Verlag für Architektur u. techn. Wiss., 4. Aufl., Berlin 1997.
- ATV-Handbuch (1995): Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung , Ernst & Sohn, 4. Auflage, 1995.
- Aust, E (keine Angabe): Verfahren der mechanischen Abwasserbehandlung www.fh-nuernberg.de/ac/lab-aust/lim/wasserbeh_1_kap4.pdf
- Barjenbruch, M. (2007 a): Grundlagen der erhöhten biologischen P-Elimination . FG Siedlungswasserwirtschaft, TU Berlin, Vorlesung Berlin 2007.
- Barjenbruch, M. (2007 b): Verfahren zur Abwasserfiltration Grundlagen, Auslegung und Betriebserfahrungen . Beitrag in Chemie Ingenieur Technik 2007, 79, No. 11.
- Barjenbruch, M.; Erler, C. und Steinke, M. (2004): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Optimierung von Abwasserteichanlagen . Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft, April 2004.
- Barjenbruch, M. (2002): Maßnahmen zur Verringerung von Problemen bei Blähschlamm Schwimmschlamm Schaum . Magdeburger Abwassertage 10./11.10.2002.
- Barjenbruch, M. (1997): Leistungsfähigkeit und Kosten von Filtern in der kommunalen Abwasserreinigung . Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover Heft 97, 1997.

- Barjenbruch, M. (1996): Leistungsfähigkeit und Kosten von Filtern in der kommunalen Abwasserreinigung . Promotion, Fakultät für Bauingenieurwesen und Geodäsie, Leibniz Universität Hannover 1996.
- Baumann, P.; Krauth, Kh.; Maier, W. und Roth, M. (2008): Funktionsstörungen auf Kläranlagen, Praxisleitfaden Systematische Ursachensuche und Behebung von Funktionsstörungen . Handbuch für den Betrieb von Kläranlagen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart 2008.
- Baumann, P. (2003): Phosphatelimination aus Abwasser . Oldenbourg Industrie Verlag GmbH, ISBN 3-486-26508-3, München, 2003.
- Behrendt, H.; Bach, M.; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W-G.; Scholz, G. und Wendland, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens . UFOPLAN-Nr. 299 22 285.
- Bennoit, H. und Schuster, C. (2001): Fortschritte des Flotationsverfahrens in der Abwassertechnik und Schlammbehandlung . Vortrag und Publikation bei GVC-Fachausschuss "Mechanische Flüssigkeitsabtrennung", Berlin, 12.-14. März 2001.
- Boll, R. (1988): Zur erhöhten biologischen Phosphorelimination mit dem Belebungsverfahren . Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig, Heft 46, 1988.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Abfallwirtschaft (BMU) (2008): "Nachhaltige Ressourcennutzung durch Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm". BMU-Studie, 2008.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Abfallwirtschaft (BMU) (2007): "Klärschlamm als Düngemittel Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff, Phosphor und Kalium . In Umwelt Nr. 9/2007.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Abfallwirtschaft (BMU) (2005): "Die Wasserrahmenrichtlinie Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland . Umweltpolitik, Berlin 2005.
- DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2004): Wasserbeschaffenheit Bestimmung von Phosphor, Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat . Deutsche Norm DIN EN ISO 6878, Berlin 2004.
- DIN Deutsches Institut für Normung e.V (1995): Probenahme von Abwasser, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung . Deutsche Norm DIN 38402-11 1995-12, 1995.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2008): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2007 . Hennef 2008.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2006 a): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2006 . Hennef 2006.

- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2006 b): Zusammenfassende Auswertungen 1989 bis 2006 . Vorschläge zum 20. Bundes Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2006.
- DWA (2008): Bericht aus der DWA Arbeitsgruppe KA 8.2 . Sitzung vom 10./11. April 2008 TOP 5 Überarbeitung des A 202 Kap. 3.5 Fällmittelart und bedarf + Ausarbeitung Beispiel, 2008
- Eastham, R.D. (1981): Interpretation klinisch-chemischer Laborresultate . 2. Auflage. Verlag S. Karger, Basel München 1981.
- Europat - Umwelttechnik (2006): Elektro-Phosphatfäller Vorsprung durch Qualität . Produktinformation, Wartberg (A) 2006.
- Fischer, S. (2008): Die Funktion von Schönungsteichen als Nachreinigungsstufe bei biologischen Abwasserreinigungsanlagen . Diplomarbeit unter der Anleitung von A.o. Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr. Matthias Zessner, Wien 2008.
- Friedrich, Michael (2007): Phosphorelimination in Kläranlagen . Fachkundekurs für die Wartung von Kleinkläranlagen, Schwerin 2007.
- Geller, G.; Höner, G. und Bruns, C. (2002): Anwenderhandbuch Bewachsene Bodenfilter mit CD-Rom - Evaluation von bewachsenen Bodenfiltern im deutschsprachigen Raum und Hinweise zum Qualitätsmanagement . AZ 14178-09. - Ingenieurbüro Ökolog Geller und Partner, Augsburg, 2002 - Teilprojekt im Rahmen des Verbundprojektes Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie , AZ 14178-01, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück 1998.
- Gleisberg, D. (1988): Die Fällungsreinigung als bedeutender Bestandteil der weitergehenden Abwasserreinigung . In Wolf, P. (Hrsg.): Schriftenreihe Nr. 2 des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel: Planungshilfen zur weitergehenden Abwasserreinigung und Klärschlamm Entsorgung, Kassel 1988.
- Gleisberg, D. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern . Herausgeber: Hamm, A. et al.. Academia-Verlag, St. Augustin 1991.
- Gnirss, R. (2007): Verfahren zur weitergehenden Abwasserreinigung in Berlin . DWA Landesverbandstagung 2007 Wasserwirtschaft, ein gesellschaftliches und umweltpolitisches Räderwerk. Berlin, gemeinsame Landesvertretung der Länder Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, 31. Mai bis 1. Juni 2007.
- Gnirss, R.; Lesjean, B.; Buisson, H.; Zuehlke, S. und Dünnebier, U. (2003): IMF Membranbelebungsverfahren: Kosteneffektive Abwasserreinigung mit dem Membranbelebungsverfahren für dezentrale Standorte . Conference Wasser Berlin 2003.
- Gnirss, R. (2000): Membranfiltration als nachgeschaltete Stufe in der kommunalen Abwasserreinigung . ATV Seminar Weitergehende Abwasserreinigung, Kassel 2000.
- Götz, H.-P. (2006): Patente Inselelösung Siedlung Margarethenhöhe: Hochfeine Membranen klären Abwasser zu Badequalität . www.kompetenz-wasser.de

- Habeck-Tropfke, H. (1980): Abwasserbiologie . Werner-Verlag Düsseldorf 1980, ISBN 3-8041-1949-2.
- Hagendorf, U. (1997): Abwasserbehandlung in Bewachsenen Bodenfiltern - Grundlagen, Reinigungsleistungen und Verhalten im Langzeitbetrieb . In Weigert B (Hrsg.): Schriftenreihe Wasserforschung Bd. 2: Dezentrale Abwasserbehandlung in ländlich strukturierten Regionen. Berlin 1997, Wasserforschung e.V., S 129-145.
- zum Hebel, P. und M. Epenstein (2005): Misch- und gezielte Kombinationsprodukte anorganischer Art . Bericht zu den 19. Karlsruher Flockungstagen. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe (TH), Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe 2005.
- Helmer, C. und Kunst, S. (1996): Grundlagen der vermehrten biologischen Phosphorelimination . ATV Schriftenreihe, Hennef 1996.
- Herbst, H.; Montag, D.; Gethke, K. und Pinnekamp, J. (2007): Potenziale, Techniken und Kosten der Phosphorrückgewinnung aus kommunalem Abwasser . KA Abwasser, Abfall 10/2007.
- Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W. und Schnurer, H. (1999): Müll-Handbuch - Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen . Erich Schmidt Verlag, 1999.
- International Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) (2001): Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees , 23.05.2001.
- IKW Industrieverband Körperpflege und Waschmittel e.V. (2006): IKW-Umfrage 1994 2005 . Mitteilung im Hauptausschuss Detergenzien.
- IWA Publishing (2005): Control and Automation in Wastewater Systems . Scientific and Technical Report No. 15, Instrumentation, (2005).
- Jardin, N. (1995): Untersuchungen zum Einfluss der erhöhten biologischen Phosphorelimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung . Dissertation, Schriftenreihe WAR, Nr. 87, Darmstadt 1995.
- Jardin, N.(2005): Bilanzielle Betrachtung verschiedener Verfahren zur P-Elimination . Bericht zu den 19. Karlsruher Flockungstagen. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe (TH), Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe 2005.
- Kompetenzzentrum Wasser Berlin (2008): ENREM Enhanced Nutrients Removal in Biomembrane Reactor, Demonstrationsprojekt mit der Membranbioreaktor-Technologie zur weitgehenden Abwasserbehandlung in abgelegenen Gebieten . www.kompetenzwasser.de/ENREM.157.o.html#top, April 2008.
- Kopp, J. (2005): Umweltverträglichkeit von Polyacrylamiden vor dem Hintergrund der Düngemittelverordnung vom 26.11.03 . Bericht zu den 19. Karlsruher Flockungstagen. In-

- stitut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe (TH), Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe 2005.
- Koppe, P. und Stozek, A. (1999).: Kommunales Abwasser . 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen 1999.
- Kraus, H. (2005): Einsatz von Fällungsmitteln zur Optimierung der P-Fällung und Schlammentwässerung . Bericht zu den 19. Karlsruher Flockungstagen. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung der Universität Karlsruhe (TH), Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Karlsruhe 2005.
- Kummer, G. (2008): MAP-Ablagerungen auf Kläranlagen vielleicht haben auch Sie das Problem . DWA, KA Betriebs - Info 2008 (38) Nr. 3.
- Kronos ecochem (2003): Phosphateliminierung durch Simultanfällung mit Eisensalzen . Technische Information 3.01, Leverkusen 2003.
- Kronos ecochem (2002): Transport, Lagerung und Dosierung Lösungen . Technische Information 2.03, Leverkusen 2002..
- Kronos ecochem (2001): Chemische Abwasserreinigung Fällungs- und Flockungsmethoden zur Reinigung von kommunalem und industriellem Abwasser . KRONOS Wasser-Fibel, Leverkusen 2001.
- Kronos ecochem (keine Angabe): Fakt 4 Schlammanfall . 10 Fakten.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO) (2007): Arbeitspapier II Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten . Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibung, März 2007.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO) (2006): Arbeitspapier I Gewässertypen / Referenzbedingungen / Klassengrenzen . Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Entwurf November 2006.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1993): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen . Ausgearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft, 1993.
- Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LWA) (1989): Technischer Leitfaden zur Elimination von Phosphor in kommunalen Kläranlagen . LWA - Merkblätter, Nr.1, Düsseldorf, Februar 1989.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (1997): Funktionsstörungen auf Kläranlagen . Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Nr. 7, Karlsruhe, 1. Auflage, 1997.
- Maier, W. (2007): Verfahrenstechniken der P-Elimination und Funktionsstörungen . DWA Landesverband, Kläranlagen Nachbarschaften / Jahresbesprechung der Lehrer, Stuttgart Vaihingen 2007.

- Maniak, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft Eine Einführung für Ingenieure . 4. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1997, ISBN 3-540-63292-14.
- Matsch , N. (1995): Bemessung der biologischen Phosphorentfernung nach ATV Arbeitsgruppe 2.6.6 . Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 92: Bio-P Hannover 95, Internationale Konferenz zur vermehrten Phosphorelimination .
- Metzner, G. (2006).: Phosphate aus Wasch- und Reinigungsmitteln im kommunalen Abwasser der Bundesrepublik Deutschland
www.gdch.de/strukturen/fg/wasch/had/phosphate.pdf.
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (MFU) (2003): Studie zum Phosphorrecycling aus kommunalem Abwasser in Baden- Württemberg Möglichkeiten und Grenzen . Schlussbericht, 2003.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) (2002): Abwasserreinigung mit Membrantechnik Membraneinsatz im kommunalen und industriellen Bereich . Aachen 2002.
- Montag, D. (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen . Dissertation, Aachen 2008.
- Mudrack, K. und Kunst, S. (1988): Biologie der Abwasserreinigung . 2. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1988.
- Natural History Museum (2008): Phosphate Recovery - Phosphorus availability in the 21st century, Management of a non-renewable resource . The article originally appeared in the Journal: Phosphorus & Potassium, Issue No: 217 (September-October, 1998), www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/phosphate-recovery/p&k217/steen.htm
- Neitzel, V und Tschech, E (2007): Betriebsstörungen auf Kläranlagen Vorbeugung, Vorsorge, Ursachen, Erkennung und Bekämpfung von Betriebsstörungen auf mechanisch-biologischen Kläranlagen . DWA (Hrsg.), ISBN-13: 978-3-939057-85-7, Hennef 2007.
- Pfützner, R. (2008): MAP-Ablagerungen erfolgreich bekämpft. DWA, Korrespondenz Abwasser Betriebs - Info 2008 (38) Nr. 3.
- Rosenwinkel, K.-H.; Wichern, M.; Lippert, C.; Arnold, B. und Fengler T.: Handbuch des Softwarepaketes Denikaplus, Hannover 2002.
- Rustige, H. (2003): Abwasserbehandlung in naturnahen Kläranlagen . Dezentrale Wasser- ver- und Abwasserentsorgung, AKUT Umweltschutz Ingenieurgesellschaft mbH, Bauhaus-Universität Weimar 2003.
- Rustige, H. (2002): Pflanzenkläranlagen im Einzugsgebiet stehender Oberflächengewässer . Verbundprojekt Bewachsene Bodenfilter Abschlussbericht, Februar 2002.

- Schade, H. und Sapulak, A.: Parallelplattenabscheider . DWA, Korrespondenz Abwasser 31 (1984).
- Scheer, H. (1995): Vermehrte biologische Phosphorelimination in der Abwasserreinigung . Abschlussbericht eines Erfahrungsaustausches deutschsprachiger Hochschulen, Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung, Heft 19, Hannover 1995.
- Scheer, H. (1998): Bemessung von Kläranlagen auf Stickstoff- und Phosphorelimination im internationalen Vergleich . Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover ISAH, Heft 102, Hannover 1998.
- Schmelz, K.-G. (2006): Klärschlamm-mengen und Entsorgungskosten im Vergleich zum europäischen Ausland . Fachtagung Klärschlamm, Bonn 2006.
- Schneider; Dries; Kapp, Roth; Baumann und Drobig (2005): Grundlagen für den Betrieb von Belebungsanlagen mit gezielter Stickstoff- und Phosphorelimination . DWA Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart 2005.
- Schönberger, R. (1990): Optimierung der biologischen Phosphorelimination bei der kommunalen Abwasserreinigung . Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München, Nr. 93.
- Seyfried, C.F. und Baumgarten, G. (1997): Einsatz von Membranverfahren in der Industrieabwasserreinigung . 6. Hannoversche Industrieabwassertagung Membranverfahren in der Industrieabwasserreinigung, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 103, Hannover 1997
- Sidra Wasserchemie GmbH (2006): Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE), Eisen-III-chlorid-Lösung . Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006, www.sidra.de/cache/eisen-iii-chloridsulfat-loesung-s-de-de-9320.pdf
- Sölter, K. und Weber, N., Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e. V. (2000):: Optimierte P-Elimination . Anwendungsbericht Ch. No. 76 Dr. Bruno Lange GmbH & Co. Düsseldorf, 2000.
- Steinke, M. (2006): Kennzahlen zur Phosphorelimination in kommunalen Kläranlagen . DWA Sondernachbarschaft große Kläranlagen Nord Frankfurt/Oder 18.10.2006.
- Teichfischer, T. (1994): Der Einfluss schwankender Abwasserzusammensetzung auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung . Institut für Siedlungswasserwirtschaft Technische Universität Braunschweig, Heft 57, Braunschweig 1994, ISSN 0934-9731.
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) (2006): Eigenkontrolldaten der Thüringer Abwasseranlagen 2006.
- Tischner, T. (2000): Untersuchungen zur Phosphatverlagerung und Phosphatbindung im Boden und Grundwasser einer landwirtschaftlich genutzten Fläche . Diss., TUB Inst. F. Ökologie und Biologie, FG Bodenkunde, Berlin 2000.

- UBA Umweltbundesamt (2003): Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff, Phosphor und Kalium (NPK) bei Sekundärrohstoffdüngern . Literaturstudie, UBA-FB 000570, Berlin 2003.
- Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser Atmosphäre Umwelt, Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz, (2007): Biologische Aerobverfahren .
www.wau.boku.ac.at/fileadmin/_/H81/H811/Skripten/811352/811352_05_1_SO.pdf.
- Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Wasch- und Reinigungsmitteln (Phosphathöchstmengenverordnung PhöchstMengV) vom 4. Juni 1980, BGBl S. 664.
- Wentzel, M.; Ekama, G.; Dold, P. und Marais, G. (1990): Biological Excess Phosphorus Removal Steady State Process Design . Water South Africa, 16, 1990.
- Wichern, M.; Obenaus, F. und Rosenwinkel, K.-H. (2000): Neueste Entwicklung bei der Modellierung der Abwasserbehandlung auf Großkläranlagen verschiedener Verfahrensweisen mit dem ASM 3 . 13. Fachtagung Weitergehende Abwasserreinigung als Beitrag zum Schutz von Nord- und Ostsee, Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 31, 2000.



I. Zusammenstellung der gültigen Regelwerke

- Arbeitshilfe Qualitätssicherung (1993): Probenahme von Abwasser . AQS-Merkblatt, P-8, Stand Januar 1993.
- ATV-DWA (in Bearbeitung, 2008): Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DWA-A 202.
- ATV-DWA (2007): Betriebsmethoden zur Selbstüberwachung von Abwasseranlagen . DWA-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 704. April 2007.
- ATV-DVWK (in Bearbeitung, 2008): Erfahrungen zum Betrieb von Abwasserfilteranlagen . Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe 8.3, in Bearbeitung.
- ATV-DVWK (2006): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 262, März 2006.
- ATV-DVWK (2005): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt DWA-A 201, August 2005.
- ATV-DVWK (2003): Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198, Hennef, April 2003.
- ATV-DVWK (2002): Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202. April 2002, ISBN 3-937758-04-6.
- ATV-DVWK (2001): Automatisierung der chemischen Phosphatelimination . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 206. November 2001, ISBN 3-935669-47-X.
- ATV-DVWK (2000): Prozessanalysengeräte für N, P und C in Abwasseranlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 269. März 2000, ISBN 3-933707-42-0.
- ATV-DVWK (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131. Mai 2000, ISBN 3-933707-41-2.
- ATV-DVWK (1999): Einsatz organischer Polymere in der Abwasserreinigung . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-DVWK-M 274. November 1999, ISBN 3-933707-16-1.
- ATV-DVWK (1998): Personalbedarf für den Betrieb kommunaler Kläranlagen . ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt ATV-M 271, September 1998, ISBN 3-927729-52-3.
- ATV-DVWK (1995): Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung . ATV-DVWK-Regelwerk, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 203. April 1995.
- ATV-DVWK (1994): ATV-DVWK-Regelwerk: Biologische Phosphatentfernung . Merkblatt M 208, (zurückgezogen).

ATV-Handbuch (2000): Industrieabwasser: Lebensmittelindustrie . Ernst & Sohn, 4. Auflage, 2000.

ATV-Handbuch (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung . Ernst, Verlag für Architektur u. techn. Wiss., 4. Aufl., Berlin 1997.

ATV-Handbuch (1995): Betriebstechnik, Kosten und Rechtsgrundlagen der Abwasserreinigung , Ernst & Sohn, 4. Auflage , 1995.

DIN Deutsches Institut für Normung e.V. (2004): Wasserbeschaffenheit Bestimmung von Phosphor, Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat . Deutsche Norm DIN EN ISO 6878, Berlin 2004.

DIN Deutsches Institut für Normung e.V (1995): Probenahme von Abwasser, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung . Deutsche Norm DIN 38402-11 1995-12, 1995.



II. Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 4.1:	Ergebnisse der Bestandsaufnahme für Flüsse (BMU, 2005)	14
Abbildung 4.2:	Ergebnisse der Bestandsaufnahme für Oberflächengewässer (BMU, 2005)	14
Abbildung 4.3:	Zeitliche Entwicklung der Nanorg- und Pges-Mittelwerte im Kläranlagenablauf 1992 bis 2007 in der Bundesrepublik (DWA, 2007)	16
Abbildung 4.4:	Zielverfehlung durch Phosphor in Thüringen, Stand 2007 (Porst, 2008)	18
Abbildung 4.5:	Belastung durch P-Fracht aus den Kläranlagen der Flussgebiete nach WRRL aus Thüringen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	21
Abbildung 4.6:	P-Frachten getrennt nach Größenklassen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	21
Abbildung 4.7:	Verteilung der Kläranlagen und zugehörigen Einwohnerzahl auf die Größenklassen 1-5 (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	22
Abbildung 4.8:	P-Konzentrationen im Ablauf bezogen auf die Größenklassen und zugehöriger Anteil an den gesamten P-Ablaufsrachten (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	22
Abbildung 4.9:	Unterschreitungshäufigkeiten von P-Konzentrationen im Ablauf und Zulauf (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	23
Abbildung 6.1:	Mechanismen der Fällung, Fällungsflockung und Koagulationsflockung (Neitzel und Tschsch, 2007)	25
Abbildung 6.2:	Übersicht möglicher Kombinationsvarianten von Eisen- und Aluminiumsalzen (zum Hebel et al., 2005)	30
Abbildung 6.3:	Verwendete Fällmittel in Thüringen (Fragebogen, 2008)	32
Abbildung 6.4:	Fällmittelverteilung in Deutschland, 1998 – 2000 (Steinke, 2006)	32
Abbildung 6.5:	Löslichkeit verschiedener Phosphate in Abhängigkeit vom pH-Wert (Montag, 2008)	36
Abbildung 6.6:	Lager- und Dosierstation für flüssige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)	42
Abbildung 6.7:	Lager- und Dosierstation für nicht rieselfähige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)	44
Abbildung 6.8:	Lager- und Dosierstation für rieselfähige Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)	46
Abbildung 6.9:	Günstige Bedingungen für die Einbringung des Fällmittels in das Abwasser (Gleisberg, 1988)	50
Abbildung 6.10:	Gewährleistung der Einmischung (Fragebogen, 2008)	51
Abbildung 6.11:	Dosierstellen Vorfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)	53

Abbildung 6.12: Dosierstellen Simultanfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)	54
Abbildung 6.13: Dosierstellen bei der Simultanfällung (Fragebogen, 2008)	55
Abbildung 6.14: Dosierstellen bei der Simultanfällung (ausgewertet nach ATV-DVWK, 2004)	55
Abbildung 6.15: Dosierstellen Nachfällung (ATV-DVWK-A 202, 2002)	57
Abbildung 6.16: Dosierstellen Flockungsfiltration (in Kombination mit Bio-P, bei Vor- und Simultanfällung siehe Abbildung 1 und 2) (ATV-DVWK-A 202, 2002)	58
Abbildung 6.17: Horizontal durchströmtes Nachklärbecken mit Schildräumer (ATV-Handbuch, 2000)	63
Abbildung 6.18: Horizontal durchströmtes Nachklärbecken mit Bandräumer (ATV-Handbuch, 2000)	63
Abbildung 6.19: Vertikal durchströmte Absetzbecken (z.B. · Dortmundbrunnen ·) (ATV-DVWK-A 131, 2000)	63
Abbildung 6.20: Schrägklärsysteme links: Gleichstrom; rechts: Gegenstrom (Schade und Sapilak, 1984)	65
Abbildung 6.21: Parallelplattenseparator mit Eindicker und vorgeschalteter Fällungs-/Flockungsstufe (Barjenbruch, 1996)	65
Abbildung 6.22: Entspannungsflotation, Prinzipskizze (Bennoit, H. und Schuster, 2001)	67
Abbildung 6.23: Beispiel einer Phosphorbilanz (Steinke, 2006)	71
Abbildung 7.1: Prinzipieller Verlauf der P-Konzentration in einer Anlage zur biologischen Phosphorelimination (Schönberger, 1990)	86
Abbildung 7.2: Vereinfachte Darstellung der Stoffwechselprozesse bei der biologischen Phosphorelimination (Helmer und Kunst, 1996)	86
Abbildung 7.3: Zusammenhang zwischen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und P-Rücklösung im Anaerobbecken (Teichfischer, 1994)	88
Abbildung 7.4: Versäuerung mit Eindicker (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	92
Abbildung 7.5: Versäuerung mit Vorklärung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	92
Abbildung 7.6: Versäuerung mit anaerober Belebung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	93
Abbildung 7.7: Hauptstromverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation (ATV-DVWK-A 131, 2000)	95
Abbildung 7.8: Nebenstromverfahren (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	97
Abbildung 7.9: Phoredox-Verfahren (Teichfischer, 1994)	98
Abbildung 7.10: UCT-Verfahren (Teichfischer, 1994)	98

Abbildung 7.11:	Modifiziertes UCT-Verfahren (Teichfischer, 1994)	99
Abbildung 7.12:	ISAH-Verfahren (Teichfischer, 1994)	99
Abbildung 7.13:	Erforderliches Beckenvolumen nach ATV-A 131 in Abhängigkeit der Temperatur im Belebungsbecken bei Bemessungsbelastung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	103
Abbildung 7.14:	Beispielhafte Ausbildung von variablen AN-, DN- und N-Zonen im Winter- und Sommerbetrieb (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	104
Abbildung 8.1:	Messorte und Dosierstellen (ATV-DVWK-M 206, 2001)	118
Abbildung 8.2:	Steuerung nach dem Abwasserfluss (ATV-DVWK-M 206, 2001)	122
Abbildung 8.3:	Steuerung nach der P-Fracht (ATV-DVWK-M 206, 2001)	123
Abbildung 8.4:	Regelung der Orthophosphat-Konzentration (ATV-DVWK-M 206, 2001)	126
Abbildung 8.5:	Regelung der PO ₄ -P-Konzentration mit Störgrößenaufschaltung des Abwasserflusses (ATV-DVWK-M 206, 2001)	126
Abbildung 10.1:	Abhängigkeit der Kennzahl KP (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) von der P-Ablaufkonzentration, dargestellt für die verschiedenen Anlagentypen. (ATV, 2004)	153
Abbildung 10.2:	Spezifischer Fällmittelverbrauch KP (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit von der Dosierstelle, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)	154
Abbildung 10.3:	Spezifischer Fällmittelverbrauch KP (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit von der Dosierart, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)	155
Abbildung 10.4:	Spezifischer Fällmittelverbrauch KP (mit Mittelwerten, Standardabweichungen und Anzahl der Kläranlagen) in Abhängigkeit vom eingesetzten Fällmittel, dargestellt jeweils für verschiedene Anlagentypen. (ATV, 2004)	156
Abbildung 11.1:	Unterschreitungshäufigkeit von P _{ges} der natürlich und technisch belüfteten Abwasserteichanlagen Mecklenburg-Vorpommern aus den Mittelwerten der behördlichen Überwachung, Stand 2003 (Barjenbruch et al., 2004)	160
Abbildung 11.2:	P-Elimination in Abhängigkeit vom β -Wert, Abwasserteichanlage Heiligenthal (Barjenbruch et al., 2004)	161
Abbildung 12.1:	Funktionsweise einer Membran (MUNLV NRW, 2002)	163
Abbildung 12.2:	Zuordnung der Membran und Filtrationsverfahren (Seyfried, 1997)	163

Abbildung 12.3: Konventionelle Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren und Anordnungsmöglichkeiten einer Membranstufe bei kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (MUNLV NRW, 2002)	164
Abbildung 12.4: ENREM Verfahrensfließbild mit anaerober Zone und nachgeschalteter Denitrifikation zur weitgehenden biologischen Nährstoffentfernung (Kompetenzzentrum Wasser, 2008)	166
Abbildung 13.1: mittlere Gesamtkosten der verschiedenen Verfahren der P-Elimination bezogen auf die Anlagengröße im Vergleich basierend auf Tabelle 13.7	176
Abbildung 13.2: Prozentualer Anteil der Abbaufracht bei zusätzlichen Maßnahmen zur P-Elimination bezogen auf die im Jahr 2006 zu eliminierende P-Fracht (vgl. TLUG, 2006)	179
Abbildung 14.1: Haltbarkeit von Phosphorverbindungen (Natural History Museum, 2008)	180



III. Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 4.1:	Phosphoreinträge in Oberflächengewässer für Deutschland im Bilanzzeitraum 1998- 2000 (Behrendt et al., 2002)	7
Tabelle 4.2:	Herkunft und Abschätzung der P-Fracht im häuslichen und kommunalen Abwasser (in g P/(E * d) bzw. g P/(EGW * d) oder g P/(EW * d) (Metzner, 2006, verändert)	9
Tabelle 4.3:	Anforderungen an die P-Ablaufwerte am Beispiel Baden Württemberg (Maier, 2007)	12
Tabelle 4.4:	Orientierungswerte für allgemeine physikalisch-chemische Komponenten in den deutschen Fließgewässern (LAWA-AO, 2007)	15
Tabelle 4.5:	Bedeutung der fünf Stufen für den Sauerstoffbedarf und die Nährstoffbelastung (DWA, 2007)	16
Tabelle 4.6:	Mittlere Zu- und Ablaufkonzentrationen in den einzelnen Landesverbänden (DWA, 2007)	17
Tabelle 4.7:	Resonanz der Umfrage, (Fragebogen, 2008)	19
Tabelle 4.8:	Phosphorbelastung und Abbauleistung in Thüringen (ausgearbeitet nach Daten des TLUG, 2006)	20
Tabelle 6.1:	Gebräuchliche Fällmittel (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)	29
Tabelle 6.2:	Marktübliche Kombinationen von Fällmitteln und Mischkomponenten (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)	31
Tabelle 6.3:	Richtwerte für eisen- und aluminiumhaltige Fällungs- und Flockungsmittel in mg Schadstoff pro mol Wirksubstanz (WS) (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)	33
Tabelle 6.4:	Beständigkeit verschiedener Werkstoffe gegenüber gesättigten Fällmittellösungen bei 20° C (1 = gut beständig, 2 = bedingt beständig, 3 = nicht beständig) (ATV-DVWK-M 206, 2001)	38
Tabelle 6.5:	Vergleich der Leistungsdaten verschiedener Filtrationsverfahren, Mittelwerte (Barjenbruch, 1997)	59
Tabelle 6.6:	Charakterisierung der Verfahren zur Fällung (ATV-DVWK-A 202, 2002, verändert)	60
Tabelle 6.7:	Vor- und Nachteile von Vor-, Simultan- und Nachfällung sowie der Flockungsfiltration (Montag, 2008, verändert)	61
Tabelle 6.8:	Erforderliche Durchflusszeiten und zulässige Flächenbeschickung von Absetzbecken (ATV-DVWK-A 131, 2000)	64
Tabelle 6.9.:	Übliche β -Werte bei unterschiedlichen Verfahren der P-Elimination (Barjenbruch, M. 2007 a)	72
Tabelle 6.10:	Stoßfaktoren für den Fällmittelbedarf (zur Abdeckung der 2-h Spitzen gegenüber 24-h Mittel, wenn keine Messungen vorliegen) (ATV-DWA-A 202, in Bearb., 2008)	74

Tabelle 6.11:	Qualitätsanforderungen an Klärschlämme für eine Mitverbrennung im Kraftwerk Bremen-Farge (Hösel et al., 1999)	82
Tabelle 7.1:	Zusammenhänge zwischen verschiedenen Milieubedingungen, der Art des Energiegewinns und dem Stoffwechsel der Bakteriengruppen in einer Kläranlage mit biologischer Phosphorentfernung (ATV-DVWK-M 208, 1994, zurückgezogen)	86
Tabelle 7.2:	Prozessbedingungen bei der biologischen Phosphatelimination	88
Tabelle 7.3:	Parameter des Berechnungsmodelles nach Rosenwinkel et al. (2002)	106
Tabelle 8.1:	Kombinationen von Messorten und Messgrößen bei der Simultanfällung (ATV-DVWK-M 206, 2001)	116
Tabelle 8.2:	Messgröße zur P-Frachtermittlung in Abhängigkeit von der Dosierstelle (Sölter, K. und Weber, N., 2000, verändert),	117
Tabelle 8.3:	Fällmittelbedarf in Abhängigkeit vom Zugabeverfahren (IWA Publishing, 2005)	129
Tabelle 8.4:	Entscheidungsmatrix für Steuerungs- und Regelungskonzepte der Fällmitteldosierung	130
Tabelle 9.1:	Vorgehensweise bei erhöhten Messwerten	132
Tabelle 9.2:	Ursachen für erhöhte P-Werte im Ablauf (chemische P-Elimination) (Baumann et al., 2008, verändert)	137
Tabelle 9.3:	Ursachen für erhöhte P-Werte im Ablauf (Bio-P) (Baumann et al., 2008, verändert)	144
Tabelle 10.1:	Erfahrungswerte für KP (DWA, 2008)	152
Tabelle 11.1:	Unterschreitungshäufigkeiten (Percentile) der mittleren Ablaufwerte von 25 Horizontal- (HF) und 30 Vertikalfiltern (VF) (Geller et al., 2002)	159
Tabelle 11.2:	Unterschreitungshäufigkeiten (Percentile) der mittleren Ablaufwerte von 126 belüfteten Teichen (NB) und 37 künstlich belüfteten Teichen (KB)	161
Tabelle 12.1:	Leistungsdaten von Membranbelebungsanlagen im Vergleich zu konventionellen Belebungsanlagen (MUNLV NRW, 2002)	165
Tabelle 13.1:	Modellrechnung zu Aufwendungen für die Abwasserabgabe im Vergleich zu Aufwendungen für die zusätzliche chemische P-Elimination (Zahlen aus Schneider et al., 2005)	168
Tabelle 13.2:	Kostenvergleich verschiedener Fällmittel (Fragebogen, 2008)	170
Tabelle 13.3:	Kostenstellen für Investition und Betriebskosten (Scheer, 1998, verändert)	171
Tabelle 13.4:	Theoretischer Kostenvergleich zwischen biologischer P-Elimination (BIO-P) und chemischer P-Elimination (CHEM-P) (Scheer, 1998, umgerechnet (1,96 DM = 1,00 , Preisindex (2008) = 117,6 %))	173

Tabelle 13.5:	Eingangsparameter für die Wirtschaftlichkeitsberechnung (Scheer, 1998)	174
Tabelle 13.6:	Jahreskosten der P-Eliminationsverfahren für das verwirklichte Verfahren und den Alternativvorschlag für die Kläranlage A und B (Scheer, 1998, umgerechnet (1,96 DM = 1,00 , Preisindex (2008) = 117,6 %))	174
Tabelle 13.7:	Kostenzusammenstellung einer vergleichenden Wirtschaftlichkeitsuntersuchung (vgl. Jardin, 2005 umgerechnet (1,96 DM = 1,00 , Preisindex (2008) = 117,6 %))	175
Tabelle 13.8:	Kosten der P-Elimination, Literaturzusammenstellung (Baumann, 2003)	177
Tabelle 13.9:	Kosten bezogen auf die zu eliminierende Phosphorfracht (ausgewertet nach Daten von Jardin, 2005, umgerechnet (Preisindex (2008) = 107,3 %))	178
Tabelle 13.10:	Jahreskosten für Thüringen der verschiedenen Verfahren zur P-Elimination	179
Tabelle 14.1:	Charakterisierung der Einsatzstellen zur Phosphorrückgewinnung in kommunalen Kläranlagen (Montag, 2008)	181



IV. Verzeichnis der Abkürzungen

Abkürzung	Erläuterung
ABl	Amtsblatt
AbwV	Abwasserverordnung
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
Al	Aluminium
AM_{Me}	Atommasse des Metalls
AM_P	Atommasse des Phosphors
A_{NB}	Oberfläche der Nachklärung
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
AS	Anaerobstufe
ASM	Activated Sludge Model
ATH	Nitrifikationshemmstoff
ATV - DVWK	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
BB	Belebungsbecken
$B_{d,BSB}$	Tägliche BSB ₅ -Fracht
$B_{d,FM}$	absolute tägliche Fällmittelmenge
$\beta_{Fäll}$	die zu wählende relative Fällmittelmenge
$B_{h,FM}$	absolute stündliche Fällmittelmenge
Bio-P	erhöhte biologische P-Elimination
BGBI	Bundesgesetzblatt
BGW	Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Abfallwirtschaft
BSB ₅	biologischer Sauerstoffverbrauch
$C_{CSB,ZB}$	CSB im Zulauf zum biologischen Reaktor
C_P	Phosphorkonzentration
$C_{P,aM,AN}$	Konzentration des Phosphors in der homogenisierten Probe im Ablauf des Nachklärbeckens
$C_{P,Part}$	P-Konzentration im Ablauf der Anlage durch Restsuspensa, z.B. in mg/l
$C_{P,ÜW}$	Überwachungswert für die P_{ges} -Konzentration im Ablauf, z.B. in mg/l

Abkürzung	Erläuterung
$C_{P,ZB}$	Konzentration des Phosphors in der homogenisierten Probe im Zulauf zur Belebungsanlage (nach Vorklärung) in [mg/l]
Ca	Calcium
ChemG	Chemikaliengesetz
CHEM-P	chemische P-Elimination
CISAH	Combined ISAH
DIN EN	Deutsche Industrienorm, europäische Norm
DN	Denitrifikation
DNA	Desoxyribonukleinsäure
E	Einwohner
EDV	elektronische Datenverarbeitung
ENREM	Enhanced Nutrients Removal in Membrane Bioreactor
EW	Einwohnerwerte
EWG	EG-Kommunalabwasserrichtlinie
F	Filtration
f	Sicherheitsfaktor
Fe	Eisen
FHM	Flockungshilfsmittel
FM	Fällmittel
f_p	Stoßfaktor
$f_{X,AN}$	Schlammanteil im Anaerobbecken
G	Gleichung
GefStoffV	Gefahrenstoffverordnung
GIS	Geographisches Informationssystem
GK	Größenklasse
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
HBV	Herstellen Behandeln Verwenden
IAWQ	International Association on Water Quality
IDM	Induktiver Durchflussmesser
IGKB	Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee
IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e. V.
IMF	Immersed Membrane Filtration

Abkürzung	Erläuterung
ISAH	Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover
ISO	International Organization for Standardization
ISV	Schlammindex
IWA	International Water Association
k	Proportionalitätsfaktor
KA (Arbeitsgruppe)	Arbeitsgruppe Kommunale Abwasserbehandlung
K_p	Kennzahl für den auf die Tagesfracht [kg P / d] im Zulauf der Kläranlage bezogene Fällmittelverbrauch pro Tag.
$K_{S4,3}$	Säurekapazität
KVR-Leitlinien	Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen
LAU	Lagern Abfüllen Umschlagen
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LWA	Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat (Struvit)
MBR	Membranbioreaktor
MF	Mikrofiltration
MFU	Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg
MID	magnetisch-induktiver Durchflussmesser
m_{Me}	wirksamer Metallgehalt einer Fällmittellösung
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in Rlver Systems
$m_{p,TS}$	Phosphorgehalt der Trockenmasse
MSR	Messen Steuern Regeln
MUNLV NRW	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
N	Stichstoff
N	Nitrifikation
NK	Nachklärung
NKB	Nachklärbecken
NTP	Natriumphosphat
NW	Nennweite

Abkürzung	Erläuterung
O ₂	Sauerstoff
OWK	Oberflächenwasserkörper
P	Phosphor
PAC	Polyaluminiumhydroxidchlorid
PAO	Polyphosphat Accumulating Organisms (vermehrt Phosphat einlagernde Biomasse)
Pb	biologische P-Elimination
Pbc	Kombination aus chemischer und biologischer P-Elimination
Pc	chemische P-Elimination
P _{ges}	Gesamtphosphor
PHA	Polyhydroxyalkanoate
PHB	Poly-β-hydroxybuttersäure
PhöchstMengV	Phosphathöchstmengenverordnung
PO ₄	Phosphat
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid
Q _{FM}	Fällmittelfluss
q _{SV}	Schlammvolumenbeschickung
Q _{T,d}	tägliche Abwassermenge bei Trockenwetter
RaKon	Die Rahmenkonzeption der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für das Monitoring
RNA	Ribonukleinsäure
RokA	Reinhalteordnung kommunales Abwasser, Baden-Württemberg
RS	Rücklaufschlamm
RV _{AN}	Anteil des Rücklaufschlammverhältnisses, das ins Anaerobbecken geführt wird
SBR	Sequencing Batch Reactor
SE	Schadenseinheit
SF	Sandfang
S _{PO4}	Orthophosphat-P
SPS	Automatisierungstechnik
ThürVAwS	Thüringer Anlagenverordnung
t _{K,AN}	Kontaktzeit
TLUG	Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie

Abkürzung	Erläuterung
TMLNU	Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt des Landes Thüringen
TS_{AN}	Trockensubstanzgehalt im Anaerobbecken
TS_{BB}	Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken
t_{TS}	Schlammalter
UBA	Umweltbundesamt
UCT	University of Cape Town
UF	Ultrafiltration
ÜS	Überschussschlamm
VAwS	Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe
V_{AN}	anaerobes Volumen
V_{BB}	anoxisches und aerobes Volumen
V_{DN}	anoxisches Volumen
VK	Vorklärung
V_{Ni}	aerobes Volumen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRMG	Wasch- und Reinigungsmittelgesetz der Bundesrepublik Deutschland
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WS	Wirksubstanz / Wirkungsbeiwert
X_{Me}	erforderliche Fällmittelmenge (Metall)
$X_{p,BM}$	zum Zellaufbau benötigter Phosphor bei der Kohlenstoffelimination und der Nitrifikation
$X_{p,Fäll}$	Konzentration des zu fällenden Phosphors
X_{PHA}	Speicherstoffe denitrifizierender und nicht denitrifizierender PAOs
X_{PP}	Polyphosphatspeicher
X_{TS}	abfiltrierbare Stoffe ($0,45 \mu m$)
ρ_{FML}	Dichte der Fällmittellösung
z	Wirkungsbeiwert



V. Anlagen

V.I. Anlage 1: Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung von Gewässern zu Kapitel [4.3.1](#)

Tabelle A 1: Übersichtsdarstellung der Indikatoren und Kriterien zur Beurteilung der Auswirkungen nach LAWA-Arbeitshilfe (Kriterienpapier für Fließgewässer Stand 31.03.03) (BMU, 2005)

Indikator	Kriterien, die die Zielerreichung unwahrscheinlich machen
Belastungen des Sauerstoffhaushalts (Saprobie)	Gewässergüteklasse schlechter als Klasse II (LAWA 2000) auf mehr als 70% der Gewässerstrecke Wenn mehr als 30% betroffen sind, wird die Zielerreichung als unsicher angesehen.
Nährstoffbelastungen (Trophie)	Gewässerstrecken mit einer Trophie (nach LAWA-Klassifikation) schlechter als Klasse II, oder: Jahresmittelkonzentrationen von Orthophosphat-P $\geq 0,2$ mg/l sowie Nitrat-N $\geq 6,0$ mg/l
Spezifische Schadstoffe	Überschreiten von Umweltqualitätsnormen
Aufwärmung	Überschreiten der Obergrenzen für Temperaturen bzw. Temperaturerhöhungen der EG-Fischgewässer-Richtlinie (78/659/EWG)
Versalzung	Jahresmittel der Konzentration von Chlorid größer als 200 mg/l
Versauerung	Werte der Säurezustands-Klassifikation nach LAWA nicht eingehalten
Wasserentnahmen	Mehr als ein Drittel des mittleren Niedrigwasserabflusses oder mehr als 10 % des mittleren Abflusses oder mehr als 50 l/s
Abflussregulierung	Bauwerke mit folgenden Eigenschaften: - glatte Gleiten, hohe und sehr hohe Abstürze größer 30 cm ohne wirksame Durchgängigkeitshilfe für Wanderorganismen - starker Rückstau, bei dem wenigstens 20 % des Wasserkörpers bei Mittelwasser fast keine Strömung mehr haben
Morphologische Veränderungen	Die Gesamtstrukturgüte, Querbauwerke, der Rückstau oder andere wichtige Strukturparameter sind auf mehr als 70% der Gewässerstrecke mit Klasse 6 oder 7 bewertet. Wenn mehr als 30% betroffen sind, wird die Zielerreichung als unsicher angesehen.



V.II. Anlage 2: Gewässertypen zu Kapitel [4.3.3](#)

Tabelle A 2: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen der BRD (LAWA-AO, 2006)

Typen der Alpen und des Alpenvorlandes	
Typ 1	Fließgewässer der Alpen
Subtyp 1.1	Bäche der Kalkalpen
Subtyp 1.2	Kleine Flüsse der Kalkalpen
Typ 2	Fließgewässer des Alpenvorlandes
Subtyp 2.1	Bäche des Alpenvorlandes
Subtyp 2.2	Kleine Flüsse des Alpenvorlandes
Typ 3	Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes
Subtyp 3.1	Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes
Subtyp 3.2	Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes
Typ 4	Große Flüsse des Alpenvorlandes
Typen des Mittelgebirges	
Typ 5	Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
Typ 5.1	Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
Typ 6	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Subtyp 6_K	Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)
Typ 7	Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
Typ 9	Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Typ 9.1	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
Subtyp 9.1_K	Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Keuper)
Typ 9.2	Große Flüsse des Mittelgebirges
Typ 10	Kiesgeprägte Ströme
Typen des Norddeutschen Tieflandes	
Typ 14	Sandgeprägte Tieflandbäche
Typ 15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
Typ 15_groß	Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
Typ 16	Kiesgeprägte Tieflandbäche
Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse
Typ 18	Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche
Typ 20	Sandgeprägte Ströme
Typ 22	Marschengewässer
Typ 23	Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse
Okoregion unabhängige Typen	
Typ 11	Organisch geprägte Bäche
Typ 12	Organisch geprägte Flüsse
Typ 19	Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern
Typ 21_Nord	Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Nord)
Typ 21_Süd	Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Süd)



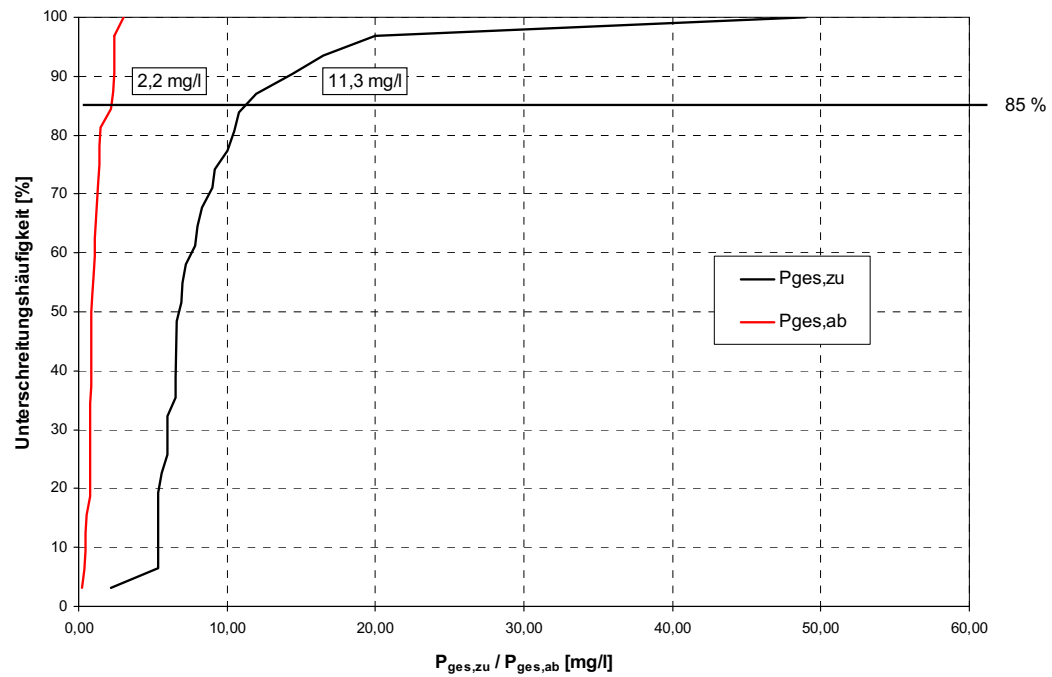
V.III. Anlage 3: Auswertung Fragebogen (2008) zu Kapitel [4.3.4](#)

Abbildung A 1: Unterschreitungshäufigkeiten von P-Konzentrationen im Ablauf und Zulauf (Fragebogen, 2008)



V.IV. Anlage 4: Beispiel für ein Produktdatenblatt zu Kapitel [6.2.2](#)

FERRIFLOC		
Eisen-III-chloridsulfat-Lösung		
Formel	FeClSO ₄	
Lieferform	dunkelbraune, ca. 41%ige Lösung	
Deutsche Norm	DIN 19 602	
Europa-Norm		
Wirksubstanz	123 g Fe/kg \cong 2,2 mol/kg	
Typische Zusammensetzung	Eisen (Fe ³⁺)	12,3%
	Magnesium (Mg)	0,4%
	Chlorid (Cl)	7,8%
	Sulfat (SO ₄)	22,6%
	Unlösliches	< 0,1%
	Wasser	Rest
Spurengehalte	Cd < 0,07 mg/kg	Ni < 33 mg/kg
	Cr < 7 mg/kg	Pb < 3,3 mg/kg
	Cu < 0,7 mg/kg	Zn < 20 mg/kg
	Hg < 0,07 mg/kg	AOX keine
Dichte	1,52 g/cm ³	
Anlieferung	lose in gummiertem Tankfahrzeug oder abgepackt in Kunststoffcontainern und -kannen	
Weitere chemische, physikalische und technische Angaben		
Viskosität bei	15 °C	42 mPa·s
	5 °C	74 mPa·s
	-5 °C	150 mPa·s
	-15 °C	450 mPa·s
Gefrierpunkt	bis ca. -15 °C pumpfähig*	
	bei -50 °C Erstarrung	
* Durch Verdünnung mit Wasser auf 10% Fe (Dichte: 1,4 g/cm ³) ist die Verarbeitbarkeit im Winterbetrieb bis unter -30 °C möglich.		
pH-Wert der gesättigten Lösung	< 1	
Verbrauch an Säurekapazität (KS _{4,3})	0,44 mmol/100 mg	
Anwendungs- konzentration	unverdünnt in Lieferform oder bis max. 1:30 mit Wasser verdünnt	
Empfohlene Werkstoffe	alle gängigen Kunststoffe mit Ausnahme von Polyamid	

Abbildung A 2: Muster einer Produktspezifikation (Kronos, 1993)



V.V. Anlage 5: Beispiel für ein Fällmittel-Sicherheitsdatenblatt zu Kapitel 6.2.4

Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE)
Eisen-III-chlorid-Lösung

SIDRA WASSERCHEMIE GmbH

Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006

01 Stoff-/ Zubereitungs- und Firmenbezeichnung

Produkt: Eisen-III-chlorid-Lösung
Verwendung: Flockungs- und Fällmittel
Firma: SIDRA WASSERCHEMIE GmbH
Zeppelinstraße 27
49479 Ibbenbüren
Telefon: (+49) 05459-54-0
Fax: (+49) 05459-5454
eMail: info@sidra.de
Homepage: www.sidra.de
Notrufnummer: (+49) 05459-54-0

02 Zusammensetzung / Angaben zu Bestandteilen

Bestandteil	ENECS/ELINCS CAS	Gehalt (%)	Symbol / R-Sätze
Eisen(III)-chlorid	231-729-4 7705-08-0	30 - 45	C-22-34

03 Mögliche Gefahren

R 22: Gesundheitsschädlich beim Verschlucken. R 34: Verursacht Verätzungen.

04 Erste-Hilfe-Maßnahmen

Allgemeine Hinweise: Beschmutzte, getränkte Kleidung sofort ausziehen und sicher entfernen.
Nach Einatmen: Den Betroffenen an die frische Luft bringen und ruhig lagern. Sofort ärztlichen Rat einholen.
Nach Hautkontakt: Bei Berührung mit der Haut sofort abwaschen mit viel Wasser und Seife. Bei andauernder Hautreizung Arzt aufsuchen.
Nach Augenkontakt: Bei Berührung mit den Augen gründlich mit viel Wasser spülen und Arzt konsultieren.
Nach Verschlucken: Kein Erbrechen einleiten. Mund ausspülen und reichlich Wasser nachtrinken. Sofort Arzt hinzuziehen.
Hinweise für den Arzt: Symptomatisch behandeln.

05 Maßnahmen zur Brandbekämpfung

Geeignete Löschmittel: Produkt selbst brennt nicht, Löschmaßnahmen auf den Umgebungsbrand abstimmen.
Ungünstige Löschmittel: Wasservollstrahl.
Besondere Gefährdung durch das Produkt oder seine Verbrennungsprodukte: Bei Brand kann freigesetzt werden: Chlorwasserstoff (HCl).
Besondere Schutzausrüstung bei der Brandbekämpfung: Umluftunabhängiges Atemschutzgerät verwenden. Vollschutzanzug tragen.
Zusätzliche Hinweise: Brandrückstände und kontaminiertes Löschwasser müssen entsprechend den örtlichen behördlichen Vorschriften entsorgt werden.

Abbildung A 3: Beispiel für ein Sicherheitsdatenblatt, Seite 1 (Sidra, 2006)

Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE)
Eisen-III-chlorid-Lösung



SIDRA WASSERCHEMIE GmbH

Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006

06 Maßnahmen bei unbeabsichtigtem Freisetzen

Personenbezogene Vorsichtsmaßnahmen:	Für ausreichende Lüftung sorgen. Persönliche Schutzkleidung verwenden. Besondere Rutschgefahr durch ausgelaufenes/verschüttetes Produkt.
Umweltschutzmaßnahmen:	Flächenmäßige Ausdehnung verhindern (z.B. durch Eindämmen oder Ölsperren).
Verfahren zur Reinigung:	Mit flüssigkeitsbindendem Material (z.B. Sand, Sägemehl, Universalbindemittel, Kieselgur) aufnehmen. Das aufgenommene Material vorschriftsmäßig entsorgen.

07 Handhabung und Lagerung

Hinweise zum sicheren Umgang:	Aerosolbildung vermeiden. Nur in gut belüfteten Bereichen verwenden. Säurebeständigen Fußboden vorsehen.
Hinweise zum Brand- und Explosionsschutz:	Keine besonderen Maßnahmen erforderlich.
Anforderung an Lageräume und Behälter:	Nur im Originalbehälter aufbewahren.
Zusammenlagerungshinweise:	Nicht zusammen mit Laugen lagern. Nicht zusammen mit Reduktionsmitteln lagern. Nicht zusammen mit Metallen lagern.
Weitere Angaben zu den Lagerbedingungen:	Behälter dicht geschlossen halten. Behälter an einem gut gelüfteten Ort aufbewahren.

08 Expositionsbegrenzung und persönliche Schutzausrüstung

Zusätzliche Hinweise zur Gestaltung technischer Anlagen:	
Für ausreichende Be- und Entlüftung am Arbeitsplatz sorgen.	
Bestandteile mit arbeitsplatzbezogenen, zu überwachenden Grenzwerten: nicht relevant	
Atemschutz:	nicht anwendbar
Handschutz:	Butylkautschuk, >480 min (EN 374).
Augenschutz:	Dicht schliessende Schutzbrille.
Körperschutz:	Säurebeständige Schutzkleidung.
Allgemeine Schutzmaßnahmen:	Berührung mit den Augen und der Haut vermeiden. Gase/Dämpfe/Aerosole nicht einatmen.
Hygienemaßnahmen:	Nach der Arbeit für gründliche Hautreinigung und Hautpflege sorgen. Bei der Arbeit nicht essen, trinken, rauchen, schnupfen. Beschmutzte, getränkte Kleidung sofort ausziehen. Vorbeugender Hautschutz durch Hautschutzsalbe.
Begrenzung und Überwachung der Umweltexposition:	nicht bestimmt

Abbildung A 4: Beispiel für ein Sicherheitsdatenblatt, Seite 2 (Sidra, 2006)

Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE)
Eisen-III-chlorid-Lösung



SIDRA WASSERCHEMIE GmbH

Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006

09 Physikalische und chemische Eigenschaften

Form:	flüssig
Farbe:	braun
Geruch:	charakteristisch
pH-Wert:	<1
pH-Wert (1 %):	nicht bestimmt
Siedepunkt [°C]:	nicht bestimmt
Flammpunkt [°C]:	nicht anwendbar
Entzündlichkeit [°C]:	nicht anwendbar
Untere Explosionsgrenze:	nicht anwendbar
Obere Explosionsgrenze:	nicht anwendbar
Brandfördernd:	nein
Dampfdruck [kPa]:	<0,1
Dichte [g/ml]:	1,43 20°C
Schüttdichte [kg/m³]:	nicht anwendbar
Löslichkeit in Wasser:	misierbar
Verteilungskoeffizient n-Okthanol / Wasser:	nicht bestimmt
Viskosität:	20 mPa*s (20°C)
Relative Dampfdichte, bezogen auf Luft:	nicht anwendbar
Verdampfungsgeschwindigkeit:	nicht anwendbar
Schmelzpunkt [°C]:	nicht bestimmt
Selbstentzündung [°C]:	nicht anwendbar
Zersetzungspunkt [°C]:	nicht bestimmt

10 Stabilität und Reaktivität

Gefährliche Reaktionen:	Reaktionen mit Reduktionsmitteln. Reaktionen mit Metallen unter Bildung von Wasserstoff. Reaktionen mit Alkalien (Laugen).
Gefährliche Zersetzungsprodukte:	Chlorwasserstoff (HCl).

11 Angaben zur Toxikologie

Akute orale Toxizität OECD 401:	Ratte, ca. 1160 mg/kg (40%) (Lit.)
Erfahrungen aus der Praxis:	keine
Allgemeine Bemerkungen:	Die Einstufung wurde nach dem Berechnungsverfahren der Zuberichtlinie vorgenommen.

12 Angaben zur Ökologie

Fischtoxizität:	nicht bestimmt
Daphnientoxizität:	nicht bestimmt
Verhalten in Umweltkompartimenten:	nicht bestimmt
Verhalten in Kläranlagen:	Vor Ableitung in Kläranlagen Einwilligung der zuständigen Behörden einholen.
Bakterientoxizität:	nicht bestimmt
Biologische Abbaubarekeit:	nicht bestimmt
CSB:	nicht bestimmt


Abbildung A 5: Beispiel für ein Sicherheitsdatenblatt, Seite 3 (Sidra, 2006)

Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE)
Eisen-III-chlorid-Lösung

SIDRA WASSERCHEMIE GmbH

Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006

BSB 5:	nicht bestimmt
AOX-Hinweis:	keine
76/454/EWG:	nicht anwendbar
Allgemeine Hinweise:	Ökologische Daten des Gesamtproduktes liegen nicht vor.



13 Hinweise zur Entsorgung


Entsorgung / Produkt:	Wegen Recycling Hersteller ansprechen. Als gefährlichen Abfall entsorgen.
EAK-Nr. (empfohlen):	160507*
Entsorgung / Ungereinigte Verpackungen:	Kontaminierte Verpackungen sind optimal zu entleeren, sie können nach entsprechender Reinigung einer Wiederverwendung zugeführt werden. Nicht reinigungsfähige Verpackungen sind wie der Stoff zu entsorgen.

14 Angaben zum Transport

<u>Klassifizierung nach ADR:</u>	8
Benennung:	UN 2582 Eisen (III) chlorid, Lösung, 8, III
Kennzeichnung:	UN 2582
Factor (ADR 1.1.3.6):	1
LQ (ADR 3.4.6):	LQ19
Gefahr-Nr.:	80
Gefahrzettel:	8
Dampfdruck [kPa]:	<0,1
<u>Klassifizierung nach IMDG:</u>	8
Benennung:	UN 2582, Ferric chloride, solution, 8, PG: III
Kennzeichnung:	Ferric chloride, solution, UN 2582, Class: 8
Gefahrzettel:	8
LQ [l, kg]:	5
EmS:	F-A, S-B
<u>Klassifizierung nach IATA:</u>	8 III
Benennung:	Ferric chloride, solution, Class: 8 UN 2582 III
Kennzeichnung:	Ferric chloride, solution UN 2582
Gefahrzettel:	Corrosive

15 Vorschriften

Kennzeichnung:	Das Produkt ist nach EG-Richtlinien eingestuft und gekennzeichnet.
Gefahrensymbole:	



Enthält: Eisen(III)-chlorid

R 22: Gesundheitsschädlich beim Verschlucken. R 34: Verursacht Verätzungen.

S 26: Bei Berührung mit den Augen sofort gründlich mit Wasser abspülen und Arzt konsultieren. S 36/37/39: Bei der Arbeit geeignete Schutzkleidung, Schutzhandschuhe und Schutzbrille/Gesichtsschutz tragen. S 45: Bei Unfall oder Unwohlsein sofort Arzt zuziehen (wenn möglich, dieses Etikett vorzeigen). S 60: Dieses Produkt und sein Behälter sind als gefährlicher Abfall zu entsorgen.

15.1 Besondere Kennzeichnung bestimmter Zubereitungen

nicht relevant

15.2 Dokumentationsquellen:

Abbildung A 6: Beispiel für ein Sicherheitsdatenblatt, Seite 4 (Sidra, 2006)


Sicherheitsdatenblatt 91/155/EWG (DE)		
Eisen-III-chlorid-Lösung		
SIDRA WASSERCHEMIE GmbH		
Überarbeitet: 17.10.2006, Druckdatum: 17.10.2006		
EU: 91/155 (2001/58); 67/548 (2004/73, 29. ATP); 1999/45 (2001/60); 91/689 (2001/118); 89/542; 1999/13; 2004/42		
Angaben zum Transport: ADR (2005); IMDG-Code (32. Amdt.); IATA-DGR (2006)		
15.3 Nationale Vorschriften (DE)		
Gefahrstoffverordnung - GefStoffV 2004; 89/542/EWG; 89/686/EWG; Wasch- und Reinigungsmittelgesetz - WRMG; Wasserhaushaltsgesetz - WHG; TRG 300; TRGS 200; TRGS 220; TRGS 900; TRGS 615		
Wassergefährdungsklasse:	1, gem. VwVwS vom 27.07.2005.	
Störfallverordnung, Grenzwerte beachten:	nein	
Klassifizierung nach TA-Luft:	nicht anwendbar	
Produktcode:	nicht bestimmt	
BfR-Nr.:	nicht bestimmt	
VCI-Lagerklasse:	nicht bestimmt	
Sonstige Vorschriften	BGI 595; Merkblatt: Reizende Stoffe/Ätzende Stoffe (M 004), BGI 660; Merkblatt: Allgemeine Arbeitsschutzmaßnahmen für den Umgang mit Gefahrstoffen (M 053).	
16 Sonstige Angaben:		
(Angaben zu Bestandteilen - Position 02)		
R 22: Gesundheitsschädlich beim Verschlucken.		
R 34: Verursacht Verätzungen.		
16.1 Zusätzliche Hinweise:		
Beschäftigungsbeschränkungen beachten:	ja	
VOC (1999/13/EG):	nicht anwendbar	
Zolltarif:	nicht bestimmt	
16.2 Angaben zu Bestandteilen		
2004/42/EG:	nicht relevant	
UBA-Registrierung:	nicht relevant	
648/2004/EG, Enthält:	nicht relevant	
16.3 Geänderte Positionen:		
keine		

Abbildung A 7: Beispiel für ein Sicherheitsdatenblatt, Seite 5 (Sidra, 2006)



V.VI. Anlage 6: Fällmittel und ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften zu Kapitel [6.4.1](#)

Tabelle A 3: Physikalische und chemische Daten der gebräuchlichsten Fällmittel (ATV-DVWK-M 206, 2001)

Lieferprodukt			WGK	Beispiele für Gebrauchslösung				
Fällmittel (Hauptbestandteile)		typische Lieferform		Massenanteil		Dichte bzw. Schüttdichte	Viskosität	Gebrauchstemperatur
				FM	Wirksub.			
				%	%	g/cm ³	mPa · s	°C
Eisen(III)-chlorid	FeCl ₃	Lösung (32-42%)	1	40	13,8	1,43 (20°C)	10 (20°C)	> - 12
Eisen(II)-chlorid	FeCl ₂	Lösung (20 – 30%)	1	20	8,7	1,36	3 (20° C)	> - 15
Eisen(III)-chloridsu	FeClSO ₄	Lösung (ca. 40 %)	1	41	12,3	1,52	42 (15 °C)	> - 10
Eisen(II)-sulfat	FeSO ₄ · 7H ₂ O	kristallines Schüttgut	1	-	17,8 – 19,6	1,2 (20°C)	3 (20°C)	> - 2
Aluminiumchlorid	AlCl ₃	Lösung (30-40 %)	1	30	6	1,3 (20°)	10 (20°C)	> - 20
Polyaluminiumchlo	Al(OH) _{3-x} Cl _x	Lösung (5-10 %)	1	-	5,9 – 7,5	1,3	10 (20°C)	> -15
Aluminiumsulfat	Al ₂ (SO ₄) ₃	Lösung	1	24	4	1,27	10 (20°C)	> -15
Natriumaluminat	NaAl(OH) ₄	Lösung (5-12%)	1	-	7,3 – 11	1,3 (20°C)	20 (20°C) * bis 200 ** (20°C)	> - 20
							> 200 (20°C) **	
Weißfeinkalk	CaO	Pulver	1	-	-	0,8 – 1,0	-	-
Weißkalkhydrat	Ca(OH) ₂	Pulver	1	-	-	0,4	-	-
Kalkmilch	Ca(OH) ₂	Suspension (20-40%)	1	20	-	1,1 (20°C)	100-150 *** 800-1200 ****	> 0

* 5 % Al-Gehalt

** 11 % Al-Gehalt

, * 10 % Lösung; unterschiedliche Werte durch unterschiedliche Korngrößenverteilung



V.VII. Anlage 7: Beispiele für Lagerung- und Dosiertechnik zu Kapitel [6.4.1](#)

 <p>A tall, black, cylindrical storage tank standing outdoors on a concrete pad. It has a metal ladder and a platform at the top for access.</p>	<p>freistehender Tank</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ befahrbarer Abfüllplatz ▪ frei zugänglich für Wartungen
 <p>A large, yellow, horizontal storage tank located indoors. It has a control panel with various buttons and switches mounted on the wall next to it. A warning sign is visible on the tank.</p>	<p>eingehauster Tank</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Betriebsanweisungen und Warnhinweise gut sichtbar angebracht
 <p>A close-up view of a dosing system mounted on a wall. It includes a flow meter, a dosing pump, and various pipes and valves. A label at the bottom reads 'Natriumaluminat Dosierung'.</p>	<p>eingehauste Messtechnik</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ guter Schutz vor Witterung

Abbildung A 8: Lagerung und Dosierung, Dauerlösungen

	<p>schlechte Zwischenlösung</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Auslaufende Flüssigkeit gelangt ungehindert ins Grundwasser ▪ Rohrleitungen sind nicht geschützt, Stolperfalle ▪ Warnhinweise fehlen
	<p>sichere Zwischenlösung</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ liegender Tank mit Auffangwanne ▪ undurchlässige, säurefeste Gussasphaltdecke als Auffangwanne ▪ Warnhinweise ▪ Zugang unbefugter verhindert

Abbildung A 9: Zwischenlösungen für Betriebsversuche oder Baumaßnahmen: Vorratsbehälter


	<p>Kanaleinlaufschacht</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ beim Abtankvorgang austretende Flüssigkeit kann aufgefangen werden ▪ Fugen in Gussasphaltdecke müssen dicht sein
--	---

Abbildung A 10 Ablauf in Bodenfläche zwischen Behälteranschluss und Tankwagenanschluss



	<p>Dosierstelle</p> <ul style="list-style-type: none">▪ Schutzrohr▪ Druckhalteventil▪ Handschieber▪ Ausführung aus korrosionsbeständigem Kunststoff
	<p>Dosierstelle</p> <ul style="list-style-type: none">▪ zusätzlicher Schutz durch Abdeckblech

Abbildung A 11: Ausführungen von Dosierstellen



V.VIII. Anlage 8: Beispiele für Dosierstellen zu Kapitel [6.5](#)



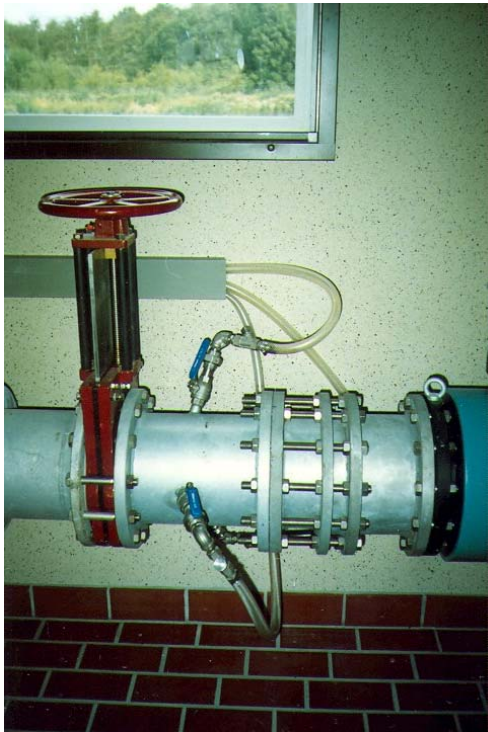
	<p>schlechte Lösung</p> <ul style="list-style-type: none">▪ schlechte Einmischbedingung▪ durch Randlage kaum Berührung mit einer großen Wassermenge
	<p>bessere Lösung</p> <ul style="list-style-type: none">▪ Dosierung in Rinnenknick vorteilhaft▪ auch hier Randlage schlecht

Abbildung A 12: Einmischbedingungen bei der Dosierung

**gute Einmischbedingungen**

- die Dosierung wird hier durch eine Injizierung von mehreren Seiten auf den gesamten Durchflussquerschnitt verteilt

Abbildung A 13: Rohrflockung

**gute Einmischbedingungen**

- auch hier wird eine gute Einmischung gewährleistet
- aber Gefahr der Korrosion

Abbildung A 14: Schneckenpumpwerk



V.IX. Anlage 9: Berechnungsbeispiel zu Kapitel [6.8](#)

Die Berechnungsbeispiele sind dem ATV Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 202 (2002) entnommen, (Abweichungen sind möglich, da Rundungsfehler und eine fehlerhafte Tabelle korrigiert wurden).

V.IX.I. Last- und Bemessungsannahmen

Anlagengröße EW =	15.000 E
spezifischer Schmutzwasseranfall $w_{s,d}$ =	180 l/(E·d)
Trockenwetterabfluss $Q_{T,d}$ =	2.700 m ³ /d
spezifische Schmutzfracht $BSB_5 B_{d,BSB}$ =	60 g/(E·d)
nach Vorklärung (im Beispiel) $B_{d,BSB}$ =	40 g/(E·d)
spezifische Schmutzfracht $P_{ges} B_{d,P}$ =	1,8 g/(E·d)
nach Vorklärung (im Beispiel) $B_{d,P}$ =	1,6 g/(E·d)

V.IX.II. Untersuchte Reinigungsverfahren und Überwachungswerte P_{ges}

Nachfolgend sind die untersuchten Abwasserbehandlungsverfahren mit den angesetzten Überwachungswerten zusammengestellt. Zur Flockungsfiltration ist ein niedriger Betriebsmittelwert des vorgeschalteten Belebungsverfahrens von 1,0 mg/l erforderlich.

1. Belebungsverfahren mit Simultanfällung
 gewählter Betriebsmittelwert: $C_p = 1,5 \text{ mg/l P}$
 Überwachungswert: $C_p = 2,0 \text{ mg/l P}$
 - 1.1. und Nitrifikation
 - 1.2. und Denitrifikation
 - 1.3. und biologischer P-Elimination
2. Belebungsverfahren mit Simultanfällung
 gewählter Betriebsmittelwert: $C_p = 1,0 \text{ mg/l P}$
 plus Flockungsfiltration
 gewählter Betriebsmittelwert: $C_p = 0,2 \text{ mg/l P}$
 bei einem Überwachungswert von: $C_p = 0,3 \text{ mg/l P}$
 - 2.1. und Nitrifikation
 - 2.2. und Denitrifikation
 - 2.3. und biologischer P-Elimination

V.IX.III. Gewählte relative Fällmittelmengen $\beta_{\text{Fäll}}$:

Bei Simultanfällung

mit Betriebsmittelwert $C_p = 1,5 \text{ mg P / l}$

$$\beta_{\text{Fäll}} = 1,2$$

mit Betriebsmittelwert $C_p = 1,0 \text{ mg P / l}$

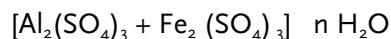
$$\beta_{\text{Fäll}} = 1,5$$

bei Flockungsfiltration

$$\beta_{\text{Fäll}} = 2,5$$

V.IX.IV. Gewählte Fällmittel und Wirkungsbeiwerte:

1. Aluminium-Eisen-III-Sulfat als Granulat



mit 1,0 % Fe^{3+} und 8,2 % Al^{3+} ,

d.h. $\text{WS}_{\text{Fe}} = 0,010 \text{ kg Fe/kg Granulat}$ und $\text{WS}_{\text{Al}} = 0,082 \text{ kg Al/kg Granulat}$

damit ergibt sich ein Wirkungsbeiwert von

$$z = 0,555 \cdot \text{WS}_{\text{Fe}} + 1,148 \cdot \text{WS}_{\text{Al}}$$

$$z = 0,555 \cdot 0,010 + 1,148 \cdot 0,082$$

$$z = 0,0997$$

Von diesem Granulat wird eine Lösung mit der Dichte $\rho_{\text{FML}} = 1200 \text{ kg/m}^3$ hergestellt und dosiert.

2. Eisen-III-Chlorid (FeCl_3) flüssig,
mit 13,8 % Fe^{3+} und einer Dichte von 1.430 kg/m^3
damit ergibt sich ein Wirkungsbeiwert von

$$z = 0,555 \cdot \text{WS}_{\text{Fe}}$$

$$z = 0,555 \cdot 0,138$$

$$z = 0,0766$$

V.IX.V. Gewählte Stoßfaktoren:

Simultanfällung $f_p = 2,0$

Flockungsfiltration $f_p = 1,5$

V.IX.VI. Berechnung des zu fällenden Phosphors $X_{p,\text{Fäll}}$

Der Gehalt im Zulauf zum Belebungsbecken an Gesamtposphor $C_{p,\text{ZB}}$ und an $C_{\text{BSB,ZB}}$ beträgt bei allen untersuchten Reinigungsverfahren:

$$C_{p,\text{ZB}} = 1000 \cdot (1,6/180) = 8,9 \text{ mgP/l}$$

$$C_{\text{BSB,ZB}} = 1000 \cdot (40/180) = 222 \text{ mg/l}$$

In dem vorstehenden Abschnitt sind bezüglich $C_{P,aM,AN}$ Annahmen getroffen worden bzw. Berechnungshinweise gegeben. $C_{P,aM,AN}$ sollte ca. 70 % des Überwachungswertes entsprechen. Der Rechengang und die Ergebnisse sind in der [Tabelle A 4](#) zusammengefasst. Die Tabelle enthält auch die verwendeten β -Werte und das für die Berechnung der Fällmittelmengen maßgebende Produkt $X_{P,Fäll} \cdot \beta_{Fäll}$.

Der Rechengang wird im Folgenden näher erläutert:

Der Jahresmittelwert für Gesamtphosphor im Ablauf des Nachklärbeckens ist mit:

$C_{P,aM,AN} = 1,5 \text{ mg P/l}$ gewählt (Spalte 3).

Der zum Zellaufbau benötigte Phosphor in Spalte 4 beträgt mit 1 % des Zulauf-BSB₅ ($C_{BSB,ZB}$)

$X_{P,BM} = PB_{BM} \cdot C_{BSB,ZB} = 0,01 \cdot 222 = 2,2 \text{ mg P/l}$.

Für das Verfahren 1.2 und 2.2 (Denitrifikation) wird 0,5 % von $C_{BSB,ZB}$ biologisch gebunden:

$X_{P,BioP} = PB_{Deni} \cdot C_{BSB,ZB} = 0,005 \cdot 222 = 1,1 \text{ mg P/l}$ (Spalte 5),

während bei Denitrifikation und anaerobem Vorbecken (zusätzlich 1,5 %)

$$\begin{aligned} X_{P,BioP} &= (PB_{Deni} + PB_{Ana}) \cdot C_{BSB,ZB} \\ &= (0,005 + 0,01) \cdot 222 \\ &= 3,3 \text{ mg P/l} \end{aligned}$$

gebunden werden (Verfahren 1.3 und 2.3).

Aus diesen Phosphorkonzentrationen wird $X_{P,Fäll}$ nach folgender Gleichung:

$$X_{P,Fäll} = C_{P,ZB} - C_{P,aM,AN} - X_{P,BM} - X_{P,BioP} [mg/l]$$

berechnet (Spalte 6).

Aus dem gewählten $\beta_{Fäll}$ (Spalte 7; siehe auch Abschnitt [V.IX.III](#)) und $X_{P,Fäll}$ wird das Produkt in Spalte 8 gebildet

Tabelle A 4: Berechnung des zu fällenden Phosphorgehalts $X_{P,Fäll}$ und β -Werte (ATV-DVWK-A 202, 2002, verändert)

Verfahren	+ $C_{P,ZB}$	- $C_{P,aM,AN}$	- $X_{P,BM}$	- $X_{P,BioP}$	= $X_{P,Fäll}$	$\beta_{Fäll}$	$X_{P,Fäll} \cdot \beta_{Fäll}$
Einheit:	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	-	mg/l
Spalte:	2	3	4	5	6	7	8,00
Belebungsverfahren							
1.1	8,9	1,5	2,2	0,0	5,2	1,2	6,2
1.2	8,9	1,5	2,2	1,1	4,1	1,2	4,9
1.3	8,9	1,5	2,2	3,3	1,8	1,2	2,2
2.1	8,9	1,0	2,2	0,0	5,7	1,5	8,5
2.2	8,9	1,0	2,2	1,1	4,6	1,5	6,8
2.3	8,9	1,0	2,2	3,3	2,3	1,5	3,5
Flockungsfiltration – den Belebungsverfahren in Gruppe 2 nachgeschaltet							
2	1,0	0,2	0,0	0,0	0,8	2,5	2,0

V.IX.VII. Berechnung der Fällmittelmengen

Die erforderlichen absoluten Fällmittelmengen und die jeweiligen zu dosierenden Volumenströme für die beiden gewählten Produkte werden mit Hilfe folgender Gleichungen ermittelt:

$$B_{d,FM} = X_{P,Fäll} \cdot \beta_{Fäll} \cdot \frac{Q_{T,d}}{z} [kg \text{ Fällmittel} / d]$$

$$B_{h,FM} = B_{d,FM} \cdot \frac{f_P}{24} [kg \text{ Fällmittel} / h]$$

$$Q_{d,FM} = \frac{B_{d,FM}}{\rho_{FML}} [l/d] \quad \text{bzw.} \quad Q_{h,FM} = \frac{B_{h,FM}}{\rho_{FML}} [l/h]$$

Die dazu notwendigen Größen ($X_{P,Fäll}$; $\beta_{Fäll}$; $Q_{T,d}$; z ; f_P ; ρ_{FML}) sind in den vorigen Abschnitten angegeben bzw. berechnet. Die Ergebnisse sind in der [Tabelle A 5](#) für die untersuchten Verfahren zusammengestellt. Bei den Verfahren mit Flockungsfiltration ist neben den Einzelschritten der zweistufigen Fällung auch der Fällmittelbedarf des gesamten Verfahrens am Tabellenfuß angegeben.

Tabelle A 5: Berechnete Fällmittelmengen (FMM) für mittleren und Spitzenbedarf (ATV-DVWK-A 202, 2002, verändert)

Ver- fahren	Aluminium-Eisen-III-Sulfat				Eisen-III-Chlorid-Lösung			
	mittlere FMM		Spitzenbedarf		mittlere FMM		Spitzenbedarf	
	$B_{d,FM}$	$Q_{d,FM}$	$B_{h,FM}$	$Q_{h,FM}$	$B_{d,FM}$	$Q_{d,FM}$	$B_{h,FM}$	$Q_{h,FM}$
	kg/d	l/d	kg/h	l/h	kg/d	l/d	kg/h	l/h
Spalte	2	3	4	5	6	7	8	9
Belebungsverfahren								
1.1	168	140	14,0	11,7	218	153	18,2	12,7
1.2	132	110	11,0	9,2	171	120	14,3	10,0
1.3	60	50	5,0	4,1	77	54	6,5	4,5
2.1	230	192	19,2	16,0	299	209	24,9	17,4
2.2	185	154	15,4	12,9	241	168	20,1	14,0
2.3	95	79	7,9	6,6	123	86	10,3	7,2
Flockungsfiltration – den Belebungsverfahren in Gruppe 2 nachgeschaltet								
2	54	45	3,4	2,8	70	49	4,4	3,1
Gesamtbedarf für Belegung mit Flockungsfiltration								
2.1	284	237	22,6	18,8	370	258	29,3	20,5
2.2	239	199	18,8	15,7	311	217	24,5	17,1
2.3	149	124	11,3	9,4	194	135	14,7	10,2



V.IX.VIII. Berechnung des Mehranfalles an Feststoffen zu Kapitel [6.9.2.2](#)

Der Mehranfall an Feststoffen infolge Fällung und Flockung ($\ddot{U}S_{d,Chem}$) wird durch Einsetzen der Wirksubstanzen WS_x (siehe Abschnitt [V.IX.IV](#)) und der berechneten Fällmittelmengen $B_{d,FM}$ (kg/d) (siehe Abschnitt [V.IX.VII](#)) in [Tabelle A 6](#), Spalten 2 und 6, in folgender Gleichung berechnet:

$$\ddot{U}S_{d,Chem} = B_{d,FM} \cdot (2,5 \cdot WS_{Fe} + 4,0 \cdot WS_{Al}) [kg / d]$$

Die Verwendung von $B_{d,FM}$ in kg/d liefert auch $\ddot{U}S_{d,Chem}$ in kg/d. Die Ergebnisse für die untersuchten Verfahren sind in [Tabelle A 6](#) zusammengestellt. Bei den Verfahren mit Flockungsfiltration ist neben den Einzelschritten der zweistufigen Fällung auch der Schlammfall des gesamten Verfahrens am Tabellenfuß angegeben.

Der bei den Verfahren mit Denitrifikation und anaerobem Vorbecken anfallende zusätzliche Schlamm $\ddot{U}S_{d,BioP}$ ist mit folgender Gleichung

$$\ddot{U}S_{d,BioP} = 3,0 \cdot Q_{T,d} \cdot X_{P,BioP} [kg / d]$$

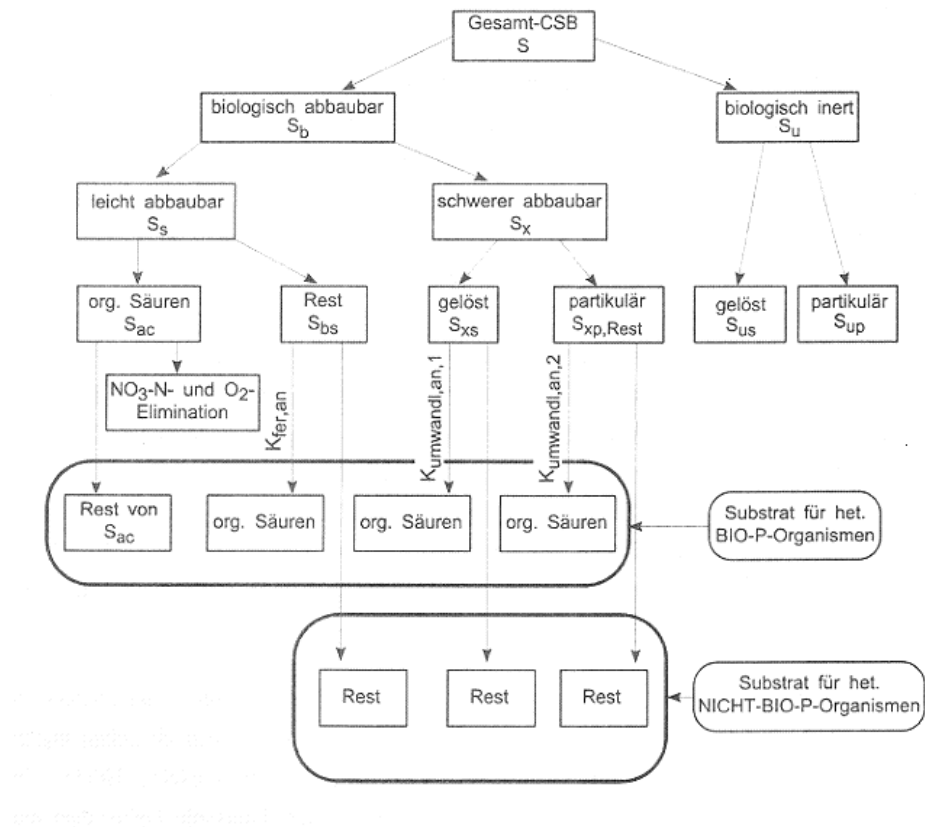
berechnet und ebenfalls in [Tabelle A 6](#) aufgeführt. Zusätzlich sind die Gesamtschlamm-mengen ermittelt worden.

Tabelle A 6: Anfallende Schlamm-mengen (ATV-DVWK-A 202, 2002, verändert)

Ver- fahren	Aluminium-Eisen-III-Sulfat			Eisen-III-Chlorid-Lösung		
	$\ddot{U}S_{d,Chem}$	$\ddot{U}S_{d,BioP}$	$\ddot{U}S_{d,P}$ (gesamt)	$\ddot{U}S_{d,Chem}$	$\ddot{U}S_{d,BioP}$	$\ddot{U}S_{d,P}$ (gesamt)
	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d	kg/d
Spalte	2	3	4	5	6	7
Belebungsverfahren						
1.1	59,3	0,0	59,3	75,3	0,0	75,3
1.2	46,5	9,0	55,5	59,1	9,0	68,1
1.3	21,0	27,0	48,0	26,7	27,0	53,7
2.1	81,3	0,0	81,3	103,3	0,0	103,3
2.2	65,3	9,0	74,3	83,0	9,0	92,0
2.3	33,5	27,0	60,5	42,5	27,0	69,5
Flockungsfiltration – den Belebungsverfahren in Gruppe 2 nachgeschaltet						
2	19,1	0,0	19,1	24,3	0,0	24,3
Gesamtbedarf für Belebungs- mit Flockungsfiltration						
2.1	100,4	0,0	100,4	127,6	0,0	127,6
2.2	84,4	9,0	93,4	107,3	9,0	116,3
2.3	52,6	27,0	79,6	66,8	27,0	93,8



V.X. Anlage 10: CSB-Substrataufteilung nach SCHEER zu Kapitel [7.3.1.6](#)



Anmerkungen:

Folgende Angaben werden in [mg CSB/l] angegeben:

- S = gesamtes Substrat (CSB_n); S_b = biolog. abb. Substrat; S_u = nicht biolog. abb. Substrat
- S_s = biologisch leicht abbaubares Substrat; S_x = biologisch schwerer abbaubares Substrat
- S_{ac} = org. Säuren als CSB-Äquivalent; S_{bs} = biolog. leicht abbaubares Substrat ohne org. Säuren
- S_{xs} = biolog. schwerer abbaubares Substrat (gelöst); S_{xp} = biolog. schwerer abb. Substrat (ungelöst)
- S_{us} = nicht biolog. abbaubares Substrat (gelöst); S_{up} = nicht biolog. abb. Substrat (partikulär)

$k_{fer,an}$	= Fermentationskonstante im Phosphatrücklösebecken	$[l/(g \text{ oTS} \cdot d)]$
$k_{umwandl,an,1}$	= anaerobe Umwandlungskonstante bezgl. S_{xs}	$[l/(g \text{ oTS} \cdot d)]$
$k_{umwandl,an,2}$	= anaerobe Umwandlungskonstante bezgl. S_{xp}	$[l/(g \text{ oTS} \cdot d)]$

Abbildung A 15: CSB-Substrat-Aufteilung zum Rechenalgorithmus des Bemessungsansatzes nach SCHEER (Scheer, 1998)



V.XI. Anlage 11: Matrixform eines dynamischen Simulationmodells zu Kapitel 7.3.2

Tabelle A 7: In Matrixform dargestelltes IAWQ-Modell Nr. 2 Blatt 1 (Scheer, 1998)

Prozess j \ Stoff i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	X_I	X_S	X_H	X_{PAO}	X_{PP}	X_{PHA}	X_{AUT}	S_{O_2}	S_F	S_A
Hydrolyse										
1 Aerobe Hydrolyse		-1							$(1 - f_S)$	
2 Anoxische Hydrolyse		-1							$(1 - f_S)$	
3 Anaerobe Hydrolyse		-1							$(1 - f_S)$	
Heterotrophe Organismen: X_H										
4 Aerobes Wachstum der X_H -Organismen mit S_F			1					$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$	$-1 / Y_H$	
5 Aerobes Wachstum der X_H -Organismen mit S_A			1					$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$		$-1 / Y_H$
6 Anoxisches Wachstum der X_H -Organismen mit S_F			1						$-1 / Y_H$	
7 Anoxisches Wachstum der X_H -Organismen mit S_A			1							$-1 / Y_H$
8 Versäuerung / Fermentation									-1	1
9 Zerfall der X_H -Organismen	f_X	$(1 - f_X)$	-1							
Bio-P-Organismen (PAO): X_{PAO}										
10 Anaerobe Aufnahme von S_A Speicherung von X_{PPHA}					$-Y_{PO_4}$	1				-1
11 Aerobe Aufnahme von PO_4 -P Speicherung in X_{PP}					1	$-Y_{PHA}$		$-Y_{PHA}$		
12 Aerobes Wachstum der X_{PAO} -Organismen mit X_{PHA}				1		$-1/Y_{PAO}$		$-\frac{1 - Y_{PAO}}{Y_{PAO}}$		
13 Zerfall der X_{PAO} -Organismen	f_X	$(1 - f_X)$		-1						
14 Zerfall von X_{PP}					-1					
15 Zerfall von X_{PHA}						-1				1
Autotrophe Organismen: X_{AUT}										
16 Wachstum der X_{AUT}							1	$-\frac{4,57 - Y_{AUT}}{Y_{AUT}}$		
17 Zerfall der X_{AUT}	f_X	$(1 - f_X)$					-1			
	Inerte partikuläre Stoffe [CSB]	Langs. abb. org. Stoffe [CSB]	Heterotrophe Biomasse [CSB]	Bio-P-Biomasse [CSB]	Poly-P-Speicherung [P]	PHA-Speicherung [CSB]	Autotrophe Biomasse [CSB]	Gelöster Sauerstoff [CSB]	Schnell abb. org. Stoffe [CSB]	Organische Säuren [CSB]

Tabelle A 8: In Matrixform dargestelltes IAWQ-Modell Nr. 2 Blatt 2 (Scheer, 1998)

11	12	13	14	15	Prozeßraten p_i
S_{NH4}	S_{NO3}	S_{PO4}	S_i	S_{N2}	
A^*		B^*	f_{Si}		$K_h \left[\frac{(X_s/X_H)}{K_X + (X_s/X_H)} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] X_H$
A^*		B^*	f_{Si}		$\eta_{NO3} K_A \left[\frac{(X_s/X_H)}{K_X + (X_s/X_H)} \right] \left[\frac{Luft}{Aus} \right] \left[\frac{NO_3}{Limit} \right] X_H$
A^*		B^*	f_{Si}		$\eta_{f4} K_A \left[\frac{(X_s/X_H)}{K_X + (X_s/X_H)} \right] \left[\frac{Luft}{Aus} \right] \left[\frac{1 - NO_3}{Limit} \right] X_H$
$1/Y_H \cdot i_{NBF}$		$1/Y_H \cdot i_{PSF}$			$\mu_H \left[\frac{S_F}{K_F + S_F} \right] \left[\frac{S_F}{S_F + S_A} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] \left[\frac{NH_4}{Limit} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_H$
$-i_{NBM}$		$-i_{PSM}$			$\mu_H \left[\frac{S_A}{K_A + S_A} \right] \left[\frac{S_A}{S_F + S_A} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] \left[\frac{NH_4}{Limit} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_H$
$1/Y_H \cdot i_{NBF}$	$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$	$1/Y_H \cdot i_{PSF}$		$\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$	$\eta_{NO3} \mu_H \left[\frac{S_F}{K_F + S_F} \right] \left[\frac{S_F}{S_F + S_A} \right] \left[\frac{Luft}{Aus} \right] \left[\frac{NO_3}{Limit} \right] \left[\frac{NH_4}{Limit} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_H$
$-i_{NBM}$	$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$	$-i_{PSM}$		$\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$	$\eta_{NO3} \mu_H \left[\frac{S_A}{K_A + S_A} \right] \left[\frac{S_A}{S_F + S_A} \right] \left[\frac{Luft}{Aus} \right] \left[\frac{NO_3}{Limit} \right] \left[\frac{NH_4}{Limit} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_H$
i_{NBF}		$-i_{PSF}$			$q_{f4} \left[\frac{S_F}{K_{f4} + S_F} \right] \left[\frac{Luft}{Aus} \right] \left[\frac{1 - NO_3}{Limit} \right] X_H$
C^*		D^*			b_{pX_H}
		Y_{PO4}			$q_{PHA} \left[\frac{S_A}{K_A + S_A} \right] \left[\frac{(X_{PP}/X_{PAO})}{K_{PP} + (X_{PP}/X_{PAO})} \right] X_{PAO}$
		-1			$q_{PP} \left[\frac{(X_{PP}/X_{PAO})}{K_{PP} + (X_{PP}/X_{PAO})} \right] \left[\frac{K_{MAX} - (X_{PP}/X_{PAO})}{K_{PP} + K_{MAX} - (X_{PP}/X_{PAO})} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_{PAO}$
$-i_{NBM}$		$-i_{PSM}$			$\mu_{PAO} \left[\frac{(X_{PHA}/X_{PAO})}{K_{PHA} + (X_{PHA}/X_{PAO})} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] \left[\frac{NH_4}{Limit} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_{PAO}$
C^*		D^*			$b_{PAO} X_{PAO}$
		1			$b_{PP} X_{PP}$
					$b_{PHA} X_{PHA}$
$-1/Y_{AUT}$	$1/Y_{AUT}$	$-i_{PSM}$			$\mu_{AUT} \left[\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} \right] \left[\frac{Luft}{An} \right] \left[\frac{PO_4}{Limit} \right] X_{AUT}$
C^*		D^*			$b_{AUT} X_{AUT}$
Ammonium-Stickstoff [N]	Nitrat-Stickstoff [N]	Phosphat (gelöst) [P]	Inerte gelöste org. Stoffe [CSB]	Elementarer Stickstoff [N ₂]	

Legende

$A^* = i_{NKS} - (1 - f_{Si}) \cdot i_{NBF} - f_{Si} \cdot i_{PSF}$

$B^* = i_{NKS} - (1 - f_{Si}) \cdot i_{PSF} - f_{Si} \cdot i_{PSI}$

$C^* = i_{NBM} - f_{N2} \cdot i_{N2O} - (1 - f_{N2}) \cdot i_{NKS}$

$D^* = i_{PSM} - f_{N2} \cdot i_{PSI} - (1 - f_{N2}) \cdot i_{NKS}$



V.XII. Anlage 12: Berechnungsbeispiel und Vergleichsmöglichkeit für den K_P -Wert zu Kapitel [10.2.3](#)

BEISPIELANLAGE

- Kläranlage mit 30.000 E
- Anlagentyp: Bio-P
- Überwachungswert $P_{ges} = 0,7 \text{ mg/l}$
- P_{ges} im Zulauf zur KA $C_{P,Z} = 10 \text{ g/m}^3$
- Abwassermenge $Q_d = 3.600 \text{ m}^3/\text{d}$

BERECHNUNG DES FÄLLMITTELVERBRAUCHS

Fällung mit Eisen-III-Chlorid, 40 %ige Lösung

- spezifische Wirksubstanz $WS = 2,4 \text{ mol Me/kg}$
- Dichte $\rho = 1,41 \text{ g/cm}^3 = 1,41 \text{ kg/l}$
- Tagesverbrauch $Q_{d,FM} = 234 \text{ l/d}$
- Fällmittelverbrauch $FM_d = WS \cdot \rho \cdot Q_{d,FM} = 792 \text{ mol Me/d}$

BERECHNUNG DER FÄLLMITTELMENGE K_P

$$K_P = \frac{FM_d}{C_{P,Z} \cdot Q_d} \cdot 1000 = \frac{792}{10 \cdot 3600} \cdot 1000 = 22 \text{ [mol Me/kg P]}$$

VERGLEICH DES K_P -WERTES

Der errechnete K_P -Wert wird mit Werten aus den Diagrammen in Kapitel [10.2](#) verglichen.

Bei der im Beispiel betrachteten Kläranlage liegt der tatsächliche Fällmittelverbrauch mit $K_P = 22 \text{ mol Me/kg P}$ deutlich über dem durchschnittlichen Fällmittelverbrauch von $K_P = 10$ bis 12 mol Me/kg P vergleichbarer Anlagen.

Der Anwender sollte nach Gründen für diese erhebliche Abweichung suchen und entsprechende Optimierungsschritte prüfen und einleiten.

Eingangsdaten	Ablesung
Ablaufkonzentration	K_P ca. 10 mol Me/ kg P (Abbildung 10.1)
Dosierung in den Ablauf Biologie	K_P ca. 10 mol Me/ kg P (Abbildung 10.2)
Fällmittelzugabe P-frachtproportional	K_P ca. 12 mol Me/ kg P (Abbildung 10.3)
Fällmittel dreiwertiges Metallsalz	K_P ca. 11 mol Me/ kg P (Abbildung 10.4)



V.XIII. Anlage 12: Kostenbetrachtung zu Kapitel [13.3](#)

Tabelle A 9: Beispielhafte Kosten bezogen auf die zu eliminierende Phosphorfracht (Datengrundlage Jardin, 2005)

Chemische P-Elimination		
Gesamtkosten Fe	1,684	€/E·a
	0,023	€/m ³
	4,614	€/kg P
Gesamtkosten PAC	1,785	€/E·a
	0,025	€/m ³
	4,889	€/kg P
Gesamtkosten Na-Al	1,209	€/E·a
	0,017	€/m ³
	3,311	€/kg P

Bio-P		
Gesamtkosten Bio-P	0,934	€/E·a
	0,013	€/m ³
	2,559	€/kg P

Bio-P und unterstützende chemische P-Elimination		
Gesamtkosten Fe	0,643	€/E·a
	0,009	€/m ³
	1,762	€/kg P
Gesamtkosten PAC	0,690	€/E·a
	0,009	€/m ³
	1,890	€/kg P
Gesamtkosten Na-Al	0,567	€/E·a
	0,008	€/m ³
	1,552	€/kg P

Tabelle A 10: P-Ablaufsrachten ohne und mit weiteren Maßnahmen zur P-Elimination (nach Daten des TLUG, 2006, verändert)

Alle Anlagen in Thüringen							
	P _{ges,zu} [mg/l]	P _{ges,ab} [mg/l]	P _{ges,zu} [kg/a]	P _{ges,ab} [kg/a]	EW	P _{eli} [kg/a]	P _{eli} [%]
Mittelwert	10,41	5,87	2.826	391	4.496	2.537	
Maximum	45,70	22,30	225.096	8.383	414.339	220.103	
Minimum	0,7	0,2	2	1	11	0,1	
Anzahl	387	550	527	518	578	507	
Summe			1.489.117	202.479	2.599.198	1.286.638	86
g / (E · d) (Mittelwert)			1,36	0,65			

Alle Anlagen in Thüringen, Anlagen > 2.000 E, < 10.000 E => ≤ 2 mg/l							
	P _{ges,zu} [mg/l]	P _{ges,ab} [mg/l]	P _{ges,zu} [kg/a]	P _{ges,ab} [kg/a]	EW	P _{eli} [kg/a]	P _{eli} [%]
Mittelwert	10,41	5,68	2.825	344	4.496	2.579	
Maximum	45,70	22,30	225.096	8.383	414.339	220.103	
Minimum	0,7	0,2	2,00	0,3	11	0,07	
Anzahl	387	551	527	520	578	508	
Summe			1.489.117	178.620	2.599.198	1.310.497	88

Alle Anlagen in Thüringen, Anlagen > 10.000 E => ≤ 1 mg/l							
	P _{ges,zu} [mg/l]	P _{ges,ab} [mg/l]	P _{ges,zu} [kg/a]	P _{ges,ab} [kg/a]	EW	P _{eli} [kg/a]	P _{eli} [%]
Mittelwert	10,41	5,68	2.825	364	4.496	2.565	
Maximum	45,70	22,30	225.096	6.700	414.339	220.103	
Minimum	0,7	0,2	2,00	0,3	11	0,07	
Anzahl	387	551	527	508	578	508	
Summe			1.489.117	185.030	2.599.198	1.304.087	88

Alle Anlagen in Thüringen, Anlagen > 10.000 E => ≤ 0,5 mg/l							
	P _{ges,zu} [mg/l]	P _{ges,ab} [mg/l]	P _{ges,zu} [kg/a]	P _{ges,ab} [kg/a]	EW	P _{eli} [kg/a]	P _{eli} [%]
Mittelwert	10,41	5,83	2.825	298	4.496	2.631	
Maximum	45,70	22,30	225.096	4.993	414.339	220.103	
Minimum	0,74	0,23	2,00	0,30	11,00	0,07	
Anzahl	387	550	527	508	578	508	
Summe			1.489.117	151.659	2.599.198	1.337.458	90

Tabelle A 11: Jahreskosten für Thüringen der verschiedenen Verfahren zur P-Elimination

		Szenario 1: Anlagen > 2.000 E => ≤ 2 mg/l	Szenario 2: Anlagen > 10.000 E => ≤ 1 mg/l	Szenario 3: Anlagen > 10.000 E => ≤ 0,5 mg/l	Summe Szenario 1 und Szenario 2	Summe Szenario 1 und Szenario 3
zusätzlich zu entfernende P-Fracht	[kg P/a]	23.859	17.449	50.820	41.308	74.679
Chemische P-Elimination						
Gesamtkosten Fe	[€/a]	110.083	80.508	234.478	190.591	344.561
Gesamtkosten PAC	[€/a]	116.648	85.309	248.461	201.957	365.109
Gesamtkosten Na-Al	[€/a]	78.996	57.773	168.263	136.769	247.259
Bio-P						
Gesamtkosten Bio-P	[€/a]	61.056	44.653	130.050	105.708	191.106
Bio-P und unterstützende chemische P-Elimination						
Gesamtkosten Fe	[€/a]	42.048	30.752	89.563	72.800	131.612
Gesamtkosten PAC	[€/a]	45.099	32.983	96.062	78.082	141.162
Gesamtkosten Na-Al	[€/a]	37.033	27.084	78.882	64.117	115.915

